



**LA IMPORTANCIA DE LA BIODIVERSIDAD
Y LOS ECOSISTEMAS PARA EL
CRECIMIENTO ECONÓMICO Y
LA EQUIDAD EN AMÉRICA LATINA
Y EL CARIBE: UNA VALORACIÓN
ECONÓMICA DE LOS ECOSISTEMAS**

**AMÉRICA LATINA
Y EL CARIBE:
UNA SUPERPOTENCIA DE BIODIVERSIDAD**

PARA CITAR LA PUBLICACIÓN:

Bovarnick, A., F. Alpizar, C. Schnell, Editores. *La importancia de la biodiversidad y de los ecosistemas para el crecimiento económico y la equidad en América Latina y el Caribe: Una valoración económica de los ecosistemas*, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2010.

Se autoriza la reproducción de esta publicación para fines educativos y otros fines no comerciales sin el consentimiento previo escrito del titular del derecho de autor, siempre y cuando se identifique debidamente la fuente. Se prohíbe la reproducción de esta publicación para la venta u otros fines comerciales sin el consentimiento previo por escrito del titular del derecho de autor.

La designación de entidades geográficas y la presentación del material del presente libro no implican la expresión de ninguna opinión por parte de las organizaciones participantes respecto de la situación jurídica de ningún país, territorio o zona, ni sobre sus autoridades ni acerca de la delimitación de sus fronteras.

Esta iniciativa cuenta con el patrocinio del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en asociación con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) y la Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), y se benefició del generoso apoyo del gobierno de España.

Los informes se basan en la labor del equipo técnico, las consultas con las partes interesadas y la orientación estratégica provista por la Comisión para la Biodiversidad, Ecosistemas, Finanzas y Desarrollo del PNUD. Sin embargo, tanto el contenido del informe como las opiniones vertidas en este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores y no necesariamente representan la visión del PNUD o de los gobiernos u organizaciones que auspician la iniciativa.

© Copyright: PNUD, 2010

Para más información, contacte a:

Kifah Sasa

Oficial de Programa

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

kifah.sasa@undp.org



2010

**LA IMPORTANCIA DE LA BIODIVERSIDAD
Y LOS ECOSISTEMAS PARA EL
CRECIMIENTO ECONÓMICO Y
LA EQUIDAD EN AMÉRICA LATINA
Y EL CARIBE: UNA VALORACIÓN
ECONÓMICA DE LOS ECOSISTEMAS**

Andrew Bovarnick, Francisco Alpizar and Charles Schnell,
EDITORES

Parte de una iniciativa del PNUD
Dirección Regional de América Latina y el Caribe

**AMÉRICA LATINA
Y EL CARIBE:
UNA SUPERPOLENTIA DE BIODIVERSIDAD**

AUTORES

Director del Informe y autor principal: Andrew Bovarnick, economista líder de recursos naturales, PNUD

Asesor económico principal: Francisco Alpizar, coordinador e investigador, Programa de Investigación en Ambiente y Desarrollo para América Central - CATIE

Editor: Charles Schnell, consultor

CAPÍTULOS INTRODUCTORIOS

Autores principales: Andrew Bovarnick, economista líder de recursos naturales, PNUD; Francisco Alpizar, coordinador e investigador, Programa de Investigación en Ambiente y Desarrollo para América Central -CATIE
Coautores: Celia Harvey, vicepresidenta, Global Change and Ecosystem Services, Conservación Internacional, Arlington; Fabrice DeClerck, ecólogo paisajista y de comunidades, CATIE

CAPÍTULO SOBRE AGRICULTURA

Autora principal: Camille Bann, consultora

Coautores: Andrew Seidl, director del Programa Mundial de Economía y Medio Ambiente, UICN

Investigadores: Adriana Chacón, CATIE; Rodrigo A. Arriagada, profesor asistente, Pontificia Universidad Católica de Chile

Revisor externo: David Lee, profesor de agricultura, Cornell University

CAPÍTULO SOBRE PESQUERÍAS

Autora principal: Charlotte Boyd, candidata a Ph.D., University of Washington
Coautores: Dick Allen, consultor; Jorge Brenner, Ph.D., investigador asociado con post doctorado, Texas A&M University; Jake Kritzer, científico principal del Programa sobre Océanos, Environmental Defense Fund; Carlos Paredes, investigador afiliado, Instituto del Perú

Investigadores: Carlos Sebastián Villasante, investigador asistente, Universidad de Santiago de Compostela; Rhona Barr, consultora

Revisor externo: Juan Carlos Seijo, profesor, Universidad Marista de Mérida

CAPÍTULO SOBRE EL SECTOR FORESTAL

Autor principal: Rodrigo Martínez, economista ambiental, M.A., Organización de Estados Americanos (OEA)

Coautores: Daniel Arancibia, director del Programa de América Latina y el Caribe para la transformación del mercado y el carbono a partir de los bosques, World Wildlife Fund; Carlos Eduardo Frickmann Young, profesor adjunto, Universidad Federal de Río de Janeiro,

Investigador: Oscar Zapata, economista, Pontificia Universidad Católica del Ecuador
Revisor externo: Kees van Dijk, asesor principal, Tropenbos International

CAPÍTULO SOBRE TURISMO

Autor principal: Andy Drumm, consultor

Investigadores: Rhona Barr, consultora; Juan René Alcoba, consultor; Jessie McComb, consultora

Revisora externa: Kristin Lamoureux, directora de International Institute of Tourism Studies y profesora asistente visitante de Administración Turística y Hotelería, George Washington University

CAPÍTULO SOBRE ÁREAS PROTEGIDAS

Autor principal: Marlon Flores, asesor principal en políticas y finanzas ambientales, Ecologic Institute, Washington, DC

Investigador: Rodrigo Arriagada, profesor asistente, Pontificia Universidad Católica de Chile

Revisores externos: Carlos Eduardo Frickmann Young ,Ph.D., profesor asociado, Universidad Federal de Río de Janeiro; Luis Pabón-Zamora, director del programa de país, Fondo para el Medio Ambiente Mundial, Bolivia, Aaron Bruner, director del Programa de Economía y Planificación, Conservación Internacional; Lucy Emerton, consultora; John Reid, presidente, Conservation Strategy Fund

CAPÍTULO SOBRE SERVICIOS HIDROLÓGICOS

Autores principales: Bruce Aylward, director, Ecosystem Economics LLC; Ray Hartwell, director, Ecosystem Economics LLC

Investigador: Oscar Zapata, economista, Pontificia Universidad Católica del Ecuador

Revisora externa: Lucy Emerton, consultora

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Autor principal: Andrew Bovarnick, economista líder de recursos naturales, PNUD

COMITÉ TÉCNICO ASESOR:

Diego Azqueta, profesor y director de las Fundaciones de Análisis Económico, Universidad de Alcalá.

Joshua Bishop, economista principal, UICN, Suiza.

Rebecca Butterfield, directora de evaluación e investigación, Rainforest Alliance.

Lucy Emerton, consultora

Carlos Eduardo Frickmann Young, profesor asociado, Universidad Federal de Río de Janeiro.

José Gómez, oficial de asuntos económicos, CEPAL-Chile

Markus Lehman, economista, Secretaría del CDB

Fernando León, director de la Unidad de Valoración Económica, Ministerio del Medio Ambiente, Perú

Peter H. May, profesor asociado, Universidad Federal Rural de Rio de Janeiro, Brasil

Luis Pabón-Zamora, director nacional, Fondo para el Medio Ambiente Mundial, Bolivia

Carlos Muñoz Piña, director general, Instituto Nacional de Ecología, México

Raul O'Ryan, especialista en programas, PNUD-Chile

John Reid, presidente, Conservation Strategy Fund

OTROS COLEGAS REVISORES DEL INFORME:

David Coates, Sarat Babu Gidda, Olivier Hillel, Markus Lehmann y Johannes Stahl, Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica; Patrik Ten Brink, miembro principal, Institute for European Environmental Policy.

PNUD

Heraldo Muñoz, Secretario General Naciones Unidas Administrador Auxiliar y Director Regional, Dirección Regional para América Latina y el Caribe

Niky Fabianic, Director Regional Adjunto, Dirección Regional para América Latina y el Caribe

Veerle Vandeweerd, Directora del Grupo de Medio Ambiente y Energía, Dirección de Políticas de Desarrollo

Nick Remple, Líder de Práctica Medioambiente y Energía, Dirección Regional para América Latina y el Caribe [mayo de 2008 a mayo de 2010]

Christopher Briggs, Líder de Práctica Medioambiente y Energía, Dirección Regional para América Latina y el Caribe [junio de 2010 al presente]

Emma Torres, Coordinadora de Comisiones y Consultas, Asesora Senior en Medioambiente y Energía, Dirección Regional para América Latina y el Caribe

Patricia Pérez, gerente de proyecto, proyecto de valoración económica de la biodiversidad

Maria Jose Baptista, gerente de proyecto, consultas

Ericka Espino, asociada de programa Medio Ambiente y Energía

Pilar Garcia, asociada de finanzas y administración, Medioambiente y Energía ALC

Vanessa Retana, Consultora del Centro Regional del PNUD

PREFACIO

El Programa regional para América Latina y el Caribe del PNUD, en colaboración con el PNUMA, la CEPAL, UNCTAD y la Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, presentan este informe, “La importancia de la biodiversidad y los ecosistemas para el crecimiento económico y la equidad en América Latina y el Caribe: Una valoración económica de los ecosistemas”, con el fin de estimular el diálogo sobre la necesidad y las ventajas competitivas de incorporar la conservación y el manejo sostenible de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en los planes de desarrollo, haciendo hincapié en la función que ambos cumplen en el desarrollo y la equidad. La biodiversidad se vincula íntimamente con la cultura de nuestra región y su conservación y manejo sostenible son un imperativo.

Agradecemos a los integrantes de la Comisión de Biodiversidad, Ecosistemas, Finanzas y Desarrollo por su orientación y al grupo técnico que elaboró el informe, así como a los numerosos expertos que dieron su opinión y aportaron sus análisis. Se llevaron a cabo amplias consultas a representantes de los sectores público y privado, académicos y miembros de la sociedad civil de toda la región para escoger con precisión los temas más importantes para ellos y las experiencias que ilustran de mejor manera el hecho de que al aplicar las políticas correctas, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos pueden servir para activar el crecimiento económico sostenible. Los ejemplos actuales y las oportunidades para mejorar los medios de sustento y la generación de empleo son muchos y variados, y ofrecen una amplia gama de promisorias oportunidades de mercado para los productos y servicios ecológicos.

El uso sostenible de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos no sólo es la clave del desarrollo económico, sino también de importancia vital para el desarrollo humano, si se usan sabiamente. El capital natural de la región ofrece la red de protección social primordial a sus habitantes rurales y es uno de los pocos factores que frenan la desnutrición y la migración a gran escala hacia las ciudades. Si continúa la degradación, muchos de los pueblos más vulnerables de la región, sobre todo las comunidades indígenas, se verán privados de fuentes de alimento, ingresos o del hábitat donde han desarrollado su vida y tradiciones durante siglos.

Más allá de esta iniciativa, queda mucho por hacer: desde el uso equitativo del conocimiento tradicional de las aplicaciones de la biodiversidad, la valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos y la educación y la defensa para que se reconozca su auténtico valor, hasta la innovación tecnológica para optimizar y capitalizar su uso sostenible.

Ahora es el momento de cuestionar las prácticas habituales no sostenibles que amenazan el futuro de nuestro legado y capital natural y adoptar medidas concretas en pos del manejo sostenible de nuestros ecosistemas y de la biodiversidad como motor del crecimiento económico y de la equidad social. Nos estamos jugando nada menos que el futuro del crecimiento económico de la región y el bienestar de sus pueblos. Insto a quienes definen las políticas y a los demás actores a tomar nota del mensaje que contiene este oportuno informe. Si el capital natural de la región se usa de manera sostenible, ésta podría erigirse en una superpotencia realmente sostenible.



Heraldo Muñoz,
Director regional de la DRALC

PREFACIO

El Grupo de Medio Ambiente y Energía del PNUD se complace en publicar este informe, que será una piedra angular dentro de las metodologías futuras y de la discusión de políticas en torno a la economía y el manejo de los servicios ecosistémicos. El informe subraya el aporte económico de la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos al desarrollo y la equidad en América Latina y el Caribe. Su objetivo es convertirse en una herramienta económica para la toma de decisiones a fin de que se consideren los servicios ecosistémicos en la planificación sectorial y nacional. Los servicios ecosistémicos se utilizan como variables sustitutivas de la biodiversidad, en tanto es más fácil relacionarlos con los productos de cada sector.

En el informe se analizan los productos de cada sector a escala microeconómica, comparando costos y beneficios entre distintos tipos de prácticas de producción con recursos naturales, en particular, aquéllos que toman en cuenta los servicios ecosistémicos y los que no. Se ha llevado a cabo este análisis en varios sectores importantes, a saber, agricultura, pesca, forestal y turismo, así como en las áreas protegidas y los servicios relacionados con el agua que abarcan varios sectores. Los hallazgos en la región se usan para subrayar los costos de las prácticas convencionales y las oportunidades de mercado para las prácticas más sostenibles, por ejemplo, mediante etiquetas de certificación. Por un lado, se desprende de los hallazgos que hay costos económicos asociados a la degradación de los servicios ecosistémicos, que no aparecen en los indicadores económicos y, por otro lado, que hay mayores oportunidades de generar ingresos con la conservación y la comercialización de servicios ecosistémicos.

Los hallazgos demuestran también que los cambios en la economía mundial, sumados al cambio climático, el cambio social y la creciente escasez de servicios ecosistémicos están modificando el análisis de costo y beneficios en el sentido de que la conservación de estos servicios está aumentando su valor relativo. Estas pruebas sientan las bases y la lógica económica para incrementar la inversión en conservación, aspecto esencial para alcanzar las metas y abordar los temas surgidos en la reciente reunión de las partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica, celebrada en Nagoya.

El PNUD espera que los hallazgos en la región junto con la metodología de valoración económica presentada en este informe sirvan de plataforma para hacer análisis económicos de los servicios ecosistémicos en los países que, a su vez, fomentarán la discusión y la adopción de políticas nacionales. Así, el PNUD espera seguir participando con instituciones regionales, gobiernos y líderes de la sociedad civil, expertos y otros actores clave de América Latina y el Caribe para fortalecer, analizar y promover las ideas y las conclusiones más importantes del informe. Los pasos a seguir a partir de este informe serán la formación de capacidad respecto de la metodología de valoración económica en análisis sectoriales en los países de la región. El método y los resultados de este documento también aportan lecciones y tienen consecuencias para el resto del mundo en la valoración de los servicios ecosistémicos y su integración en el desarrollo sectorial.



Veerle Vandeweerd
Directora del Grupo de Medio Ambiente y Energía
Dirección de Políticas de Desarrollo
PNUD

ÍNDICE

Glosario	vii
Siglas y abreviaturas	xi
Parte I. Introducción	1
Capítulo 1. Introducción	2
1.1 Antecedentes	2
1.2 Objetivo del Informe	3
1.3 La desconexión económica y del ecosistema	4
1.4 Enfoque del Informe	4
1.5 Estructura del Informe	5
Capítulo 2. Metodología del análisis económico	6
2.1 Metodología	7
2.2 Marco analítico: BAU y SEM	9
2.3 Escenarios posibles de BAU y SEM	11
2.4 Información, incertidumbre e irreversibilidad	15
Capítulo 3. El papel de la biodiversidad y los ecosistemas en el crecimiento y la equidad	16
3.1 Generales en el crecimiento económico y la equidad en América Latina y el Caribe	16
3.2 Importancia de los sectores basados en recursos naturales en las economías de ALC	17
3.3 Definición de biodiversidad y servicios de ecosistemas	18
3.4 Biodiversidad y los ecosistemas en América Latina y el Caribe	21
3.5 El papel de la biodiversidad y el ecosistema en el crecimiento sectorial en ALC	21
3.6 Papel de la biodiversidad y el ecosistema en la equidad	23
3.7 La pérdida de biodiversidad y servicios de ecosistemas	24
3.8 Papel del sector público y los mercados en la ordenación del ecosistema	25
Parte II. Conclusiones y recomendaciones	31
Capítulo 4. Conclusiones	32
4.1 El papel de los servicios de ecosistemas en sectores	33
4.2 Los costos de las prácticas de BAU que dan como resultado la degradación de los servicios de ecosistemas	34
4.3 Beneficios de las prácticas SEM que se obtienen con el mantenimiento de los servicios de ecosistema	37
4.4 El papel de las políticas en el valor de los servicios de ecosistemas	42
4.5 Transición de BAU a SEM	43
Capítulo 5. Recomendaciones	46
5.1 El camino a seguir	50
Parte III. Análisis sectoriales y resultados	51
Capítulo 6. Agricultura	52
6.1 Introducción	52
6.2 Vinculación de la agricultura, el desarrollo y los servicios de los ecosistemas	54
6.3 El papel de la biodiversidad y de los servicios de los ecosistemas en el sector agrícola	58
6.4 Marco analítico	61
6.5 Costos de la degradación de los servicios de ecosistemas como resultado de las prácticas BAU	63
6.6 Hacia la gestión sostenible de los ecosistemas: beneficios económicos netos y medios para mejorar la gestión	66
6.7 Manejo sostenible de los ecosistemas: Casos y resultados	76
6.8 Oportunidades	80
6.9 Desafíos para SEM	82
6.10 Conclusiones generales y recomendaciones de política	85
Apéndices	91
Capítulo 7. Sector pesquero	94

ÍNDICE

7.1 Introducción y objetivos	94
7.2 Aporte de la pesca a las economías nacionales de ALC	96
7.3 Desarrollo y estado actual de la pesca en ALC	101
7.4 Comparación entre prácticas habituales no sostenibles y el manejo sostenible de los ecosistemas	103
7.5 Costos de las prácticas habituales no sostenibles	107
7.6 Estudios de caso	113
7.7 Beneficios económicos netos de SEM	122
7.8 Cambio climático: Reto claro, consecuencias inciertas	124
7.9 Desarrollo de estrategias de manejo para SEM	125
7.10 Realineación de incentivos para SEM	130
7.11 Capacidad de gestión, financiamiento e investigación de modelos SEM	136
Apéndices	138
Capítulo 8. Sector forestal	145
8.1 Introducción: Recursos forestales, desarrollo y sostenibilidad	145
8.2 El sector forestal en ALC	148
8.3 Definición de BAU y SEM para el sector forestal de ALC	150
8.4 El papel del sector forestal en las economías nacionales de ALC	153
8.5 Papel de la biodiversidad y de los servicios de ecosistemas en el sector forestal	159
8.6 Costos de las prácticas habituales no sostenibles	165
8.7 Beneficios económicos netos de SEM	167
8.8 Oportunidades de mercado para SEM	176
8.9 Conclusiones	181
8.10 Recomendaciones sobre políticas	186
Capítulo 9. Turismo	190
9.1 Introducción	190
9.2 El papel del sector turismo en las economías nacionales	191
9.3 El papel de la biodiversidad y los servicios de ecosistemas en el sector	193
9.4 Definición de BAU y SEM	196
9.5 Costos económicos de BAU	201
9.6 La transición a SEM: Estudios de caso	211
9.7 Costos de la transición de BAU a SEM	222
9.8 Beneficios económicos netos de SEM	225
9.9 Conclusiones	227
9.10 Recomendaciones	229
Capítulo 10. Áreas protegidas	231
10.1 Introducción	231
10.2 El contexto de las áreas protegidas	232
10.3 BAU y SEM en las áreas protegidas	237
10.4 Importancia de las áreas protegidas para el crecimiento: Beneficios y costos de BAU y SEM	239
10.5 Importancia de las áreas protegidas para la equidad y la reducción de la pobreza	256
10.6 Conclusiones y recomendaciones	260
Apéndices	268
Capítulo 11. Gestión sostenible de ecosistemas y el agua: los beneficios de los servicios hidrológicos	272
11.1 Introducción	272
11.2 Los servicios hidrológicos y la gestión sostenible de ecosistemas	273
11.3 Costos y beneficios	284
11.4 La economía de los servicios hidrológicos con BAU y SEM	265
11.5 Opciones para las políticas y la toma de decisiones: Transición hacia SEM	295
11.6 Conclusiones y recomendaciones	299
Capítulo 12. Referencias	302
Anexo. Asociados Adicionales, Contribuidores y Consultores	341

GLOSARIO

Captura autorizada total (TAC): la cantidad o el tonelaje de peces que un pescador puede capturar en un período determinado, en combinación con las capturas de los demás pescadores.

Cumbre G8/G20: Declaración conjunta sobre la biodiversidad. Los líderes de los países más industrializados del mundo se reúnen anualmente en las cumbres del G-8 para analizar una gama de temas tales como la coordinación de políticas fiscales y monetarias y el desarrollo internacional. Los países industrializados y los principales países emergentes también se reúnen regularmente en las reuniones del G-20, que se han convertido en un foro internacional importante para aumentar la cooperación económica. En 2010, se adoptó la siguiente Declaración conjunta:

“En el año internacional de la diversidad biológica, lamentamos que la comunidad internacional no esté bien encaminada para cumplir la meta definida para 2010 de reducir considerablemente el índice de pérdida de biodiversidad a escala mundial. Reconocemos que el índice de pérdida actual es una amenaza grave, dado que la diversidad biológica y los ecosistemas resilientes son esenciales para el bienestar humano, el desarrollo sostenible y la erradicación de la pobreza. Subrayamos nuestro apoyo a Japón mientras se prepara para ser sede de la décima reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica que se celebrará en octubre de este año y en particular, subrayamos la importancia de adoptar un marco ambicioso y factible post-2010. Reconocemos la necesidad de fortalecer la comunicación entre la ciencia y las políticas a este respecto y por ello, saludamos el acuerdo para establecer una Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES)”.

Cuotas individuales transferibles: tipo de cuota de captura, parte de un límite a la captura autorizada total, que puede ser transada entre los pescadores. A menudo, el organismo gubernamental que fiscaliza la pesca vende la captura autorizada total en una subasta y generalmente tiene una vigencia determinada (temporada, un año, varios años).

Derechos territoriales de uso en la pesca (TURF, por sus siglas en inglés): Derechos concedidos a los pescadores (individuos o entidades), donde las condiciones permiten la definición y protección de los derechos sobre recursos determinados geográficamente tales como los bancos de mariscos, la pesca en arrecifes, los terrenos de captura de cangrejos, las lagunas y otros recursos. Los TURF ofrecen una “tenencia marina” que permite a los pescadores invertir en la conservación o mejoramiento del recurso (dado que los demás actores no estarán autorizados a pescar ahí). En el caso de estos derechos y donde se apliquen también cuotas de captura, estos pescadores pueden pescar sin prisas, mejorando el trabajo de captura y haciéndolo más rentable (lo que impide las “carreras por la pesca”). Se han utilizado TURF para mejorar el bienestar de las pequeñas comunidades de pescadores que, de otro modo, estarían expuestos a la competencia abierta por los recursos de propiedad común. Los esquemas TURF también se han aplicado a la explotación forestal para regular la explotación de los productos forestales no madereros (PFNM).

Ecosistema: unidad natural que se compone de todas las plantas, animales y microorganismos (factores bióticos) en una zona que interactúan con los factores físicos (abióticos) del medio ambiente. Un ecosistema es una unidad completamente independiente de organismos interdependientes que comparten el mismo hábitat. Los ecosistemas proporcionan los servicios de apoyo vital fundamental de los cuales depende la civilización (N. Mandela, Durban, 2007).

Efecto cartera: la idea de que una mayor biodiversidad se traduce en estabilidad porque ofrece más especies que pueden “asumir” las funciones de las especies agotadas o faltantes, al igual que una cartera financiera diversificada con una variedad de acciones y bonos que se vería afectada de distinto modo por las contingencias, atenuando, por lo tanto, las consecuencias.

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM 2005) ofrece un marco para ayudar a identificar los SE. La lista incluye la prestación de servicios tales como cadenas alimentarias, agua, madera y productos madereros no forestales, servicios

GLOSARIO

reguladores del clima, inundaciones, enfermedades, desechos y calidad del agua; servicios culturales que ofrecen beneficios recreativos, estéticos y espirituales; y servicios de apoyo como formación de suelos, fotosíntesis y ciclo de nutrientes. Los SE derivan de la biodiversidad natural y administrada. Para considerarse como servicio, un flujo de recursos debe traducirse directa o indirectamente en mayor bienestar humano. Como concepto, los ecosistemas saludables y biodiversos generan con el tiempo mayores cantidades, mejor calidad y flujos más estables de SE.

Externalidades: beneficios o costos generados como subproductos no intencionales de una actividad económica que no reditúan a las partes involucradas en la actividad y donde no existe compensación. Las externalidades medioambientales son los beneficios o los costos que se manifiestan a través de los cambios en el medio ambiente físico-biológico. Se sabe que la contaminación emitida por los vehículos terrestres y las centrales de energía que utilizan combustibles fósiles se traduce en daño a la salud y al medio ambiente. Además, las externalidades aguas arriba y aguas abajo, que se asocian con la obtención del combustible y la eliminación de los desechos, respectivamente, generalmente no se incluyen en los costos de la electricidad o el combustible. En la medida en que el consumidor final de estos productos no paga por estos costos medioambientales, ni compensa a los demás por el daño que se les hace, estos actores no enfrentan el costo total de los servicios que compran (es decir, de manera implícita, se está subvencionando su uso de la energía y, así, los recursos energéticos no se utilizarán ni asignarán de manera eficiente (Owen 2004)).

Función hidrológica: una serie de relaciones escalonadas desde las cabeceras hasta el mar donde los ecosistemas en condiciones que varían de lo inmaculado a lo inmensamente modificado interactúan con la infraestructura construida en el paisaje con el fin de abastecer de agua para satisfacer necesidades humanas.

Indemnización: suma que A paga a B para compensarle por una pérdida particular que haya sufrido. El indemnizador (A), el fondo, puede no ser el responsable de la pérdida sufrida por el indemnizado (B). Las formas de indemnización son pagos en efectivo, reparaciones y reemplazo. El fondo de indemnización puede servir como mecanismo de transferencia para reponer las reducciones en el capital natural (en este caso, madera y ecosistemas forestales intactos) con aportes del capital financiero. Siempre y cuando los activos financieros sean sustitutos adecuados de los activos físicos perdidos, este procedimiento garantiza la sostenibilidad del valor general (Katzman y Cale 1990). El establecimiento del fondo de indemnización exige una asociación estrecha entre los concesionarios, los gobiernos locales y las autoridades de las áreas protegidas y un alto grado de transparencia institucional y rendición de cuentas. En el contexto de las concesiones forestales, los ingresos de la concesión se depositarían en el fondo de indemnización y hacia el final del período de cosecha podría ser bastante grande (en un ejemplo brasileño, entre US\$140 millones y US\$1.300 millones). El bajo impacto de la tala controlada según el modelo SEM, sumado a un plan tributario y un fondo de indemnización, ofrecen la capacidad de generar un patrón óptimo y de largo plazo para obtener crecientes ingresos tributarios para los organismos nacionales y locales, así como tenencias de activos y vías de consumo sostenibles. Por ejemplo, los recursos del fondo pueden utilizarse para financiar proyectos forestales en áreas protegidas y zonas de amortiguamiento tales como las plantaciones forestales o las servidumbres ecológicas, mucho tiempo después de finalizado el ciclo de explotación.

Manejo conjunto con la comunidad: control de los medios de producción por parte de los usuarios locales de recursos en colaboración con las autoridades locales y otros actores, tales como expertos técnicos, ONG, empresas privadas y otros. A menudo se lo asocia con la organización y el control de los derechos territoriales de uso en la pesca y se lo conoce también como co-manejo comunitario o manejo participativo, con los actores o cooperativo.

Manejo sostenible de los ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés): véase en la definición de prácticas habituales no sostenibles (BAU).

GLOSARIO

Pago por servicios ambientales (PSA): medio para inducir a los propietarios de tierras u otros ocupantes de recursos a manejar sus tierras de una forma determinada, compatible con el medio ambiente, a menudo conservando o mejorando la cubierta forestal, conservando el suelo y el agua, reduciendo las emisiones de gases con efecto invernadero, mejorando la eliminación de desechos o empleando prácticas similares. Normalmente se usan esquemas de pago para compensar a los administradores aguas arriba por tener en cuenta las necesidades de los usuarios de recursos aguas abajo. Los programas pueden ser organizados por los gobiernos, la sociedad civil u otras entidades y los pagos pueden provenir de fondos públicos, las entidades afectadas o programas internacionales, entre otros.

Pago por servicios de cuencas hidrográficas (PWS, por sus siglas en inglés): tipo de pago por servicios medioambientales que implican el nivel hidrográfico y los servicios relacionados con el agua.

Prácticas habituales no sostenibles (BAU, por sus siglas en inglés) y Manejo sostenible de los ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés): conceptos generales que sirven de base para valorar los servicios de los ecosistemas (SE) en términos económicos. El informe se centra en estas dos categorías o situaciones contrapuestas y paradigmáticas, donde caben casi todas las prácticas. Al centrar la atención en BAU y SEM también se reconoce que hay una amplia gama de prácticas de manejo de los recursos naturales.

El conjunto de prácticas de manejo más convencionales optimiza el beneficio a corto plazo, sin tener en cuenta los ecosistemas o los costos externalizados. Este conjunto se engloba dentro del término prácticas habituales no sostenibles (BAU). La otra situación se centra en la producción a largo plazo, que incluye todos los impactos y costos. Este conjunto contrapuesto se identifica con el término manejo sostenible de los ecosistemas (SEM). Las BAU no se refieren a todas las actividades actuales, sino a aquéllas que dañan o agotan los SE. Las BAU se caracterizan por la focalización en las ganancias a corto plazo (vale decir, < 10 años), la externalización de los impactos y sus costos y la poca o nula constancia del valor económico de los SE. En una situación de SEM, la atención se centra en las ganancias a largo plazo (10 a 20 años) y se internalizan los costos de los impactos. Se evita la degradación de los SE, generando así el potencial de un flujo a largo plazo de bienes y servicios. Las prácticas SEM suelen estar en sintonía con la sostenibilidad del ecosistema, no por razones ideológicas, sino más bien como una manera práctica y económica de alcanzar una rentabilidad de largo plazo.

Hay consenso dentro de cada sector sobre los pasos que se encaminan hacia las BAU o hacia el SEM. Por ejemplo, si bien el concepto de SEM puede no establecer niveles precisos de aplicación de pesticidas, reducir el abuso de pesticidas es un paso decisivo hacia esta situación y no hacia las BAU. Asimismo, la mejor conservación del suelo en la agricultura, la menor captura incidental en la pesca, la tala de bajo impacto en la explotación forestal y el menor consumo de agua en los hoteles turísticos son ejemplos de cambios marginales que se alejan de las BAU y se acercan al SEM.

Reducción de emisiones por la deforestación y la degradación forestal (REDD, REDD+): Programa de colaboración de las Naciones Unidas para reducir las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal (REDD). El REDD promueve y dirige el conjunto actual de iniciativas piloto de carbono forestal; REDD+ es la nueva versión propuesta para su adopción en el marco del cambio climático post-Kioto.

Reforma fiscal medioambiental (EFR, por sus siglas en inglés): gama de instrumentos tributarios o de precios para aumentar los ingresos a la vez que se fomentan las metas medioambientales, a través de la entrega de incentivos económicos para corregir las fallas del mercado en el manejo de recursos naturales y la contaminación. En términos generales, la ERF: 1) genera ingresos públicos, 2) mejora las prácticas de gestión medioambiental y 3) reduce la pobreza. Al fomentarse un uso más sostenible de los recursos naturales y reducir la contaminación, la reforma atiende los problemas medioambientales que

GLOSARIO

amenazan los medios de sustento y la salud de los pobres. Los ingresos recaudados también pueden usarse para financiar medidas de reducción de la pobreza (Banco Mundial 2005).

Reglas de control de captura (pesca): convenios para establecer límites de captura. Ejemplos comunes son:

Captura constante - regla de decisión de manejo pesquero para mantener constante la captura independientemente de los cambios en el tamaño de la población de peces. Esta regla no incluye un mecanismo de retroalimentación y suele ser superada por los escapes o la mortalidad constante por pesca.

Escape constante - regla de decisión de manejo pesquero para garantizar que, dentro de lo posible, se mantenga una población de peces constantes sin capturar después de la pesca. Esta regla, por lo general, conlleva niveles globales más altos de capturas pero mayor variabilidad de desembarques que la regla de mortalidad constante por pesca.

Mortalidad constante por pesca - regla de decisión de manejo pesquero para mantener una mortalidad constante por pesca. Al igual que el escape constante, esta regla de decisión incorpora un mecanismo de retroalimentación: la captura autorizada total (TAC, por sus siglas en inglés) disminuirá si disminuye la población de peces.

Representatividad: El grado en que un sistema de áreas protegidas ofrece cobertura de los ecosistemas que representan la variedad natural de tales sistemas en un país o una región.

Resiliencia del ecosistema: capacidad de un ecosistema de volver a su estado original después de una perturbación. Desde la perspectiva del uso humano, es la característica de un ecosistema de soportar un impacto y seguir manteniendo su capacidad básica de proporcionar los servicios fundamentales para el bienestar humano (Holling 1973; Walker y Salt 2006).

Servicios de los ecosistemas (SE): insumos para los procesos económicos proporcionados por los activos naturales. Los SE son contribuciones tangibles de los ecosistemas y de la biodiversidad a la producción y creación de valor. Se da por supuesto que la prestación de SE incluye el valor correspondiente de los ecosistemas y de la biodiversidad y, por ende, en el informe el término se usa como sinónimo de estos servicios de la naturaleza.

Los SE se conciben como uno de los distintos insumos necesarios para la producción, junto con la mano de obra, la tecnología y el capital. Ellos afectan y son afectados por las prácticas de producción. El valor relativo de los servicios del ecosistema variará en función de su abundancia, los costos e impactos de otros insumos y el marco de políticas. El término SE se utiliza como una variable sustitutiva de la forma en que la biodiversidad interactúa con los procesos económicos o los alimenta. Conforme a las BAU, generalmente se tratan los SE como insumos gratuitos que son susceptibles de degradación o agotamiento. En los proyectos de SEM, se tiene presente el valor de los SE y se busca su conservación.

Subvenciones perversas: subsidios hechos por razones económicas que tienen efectos secundarios que dañan el medio ambiente; en este caso, aquellas subvenciones que, en cierto sentido, abaratan la continuación de las BAU o encarecen la transición hacia el SEM. Ejemplos de ello son la maquinaria subvencionada (por ejemplo, equipo de tala, cosechadoras, barcos factoría y vehículos de turismo) o el combustible, los pesticidas y otros elementos que reducen el costo de las operaciones BAU y conllevan la sobreexplotación con respecto a lo que el mercado puede sustentar de no mediar dichos subsidios.

Zona Económica Exclusiva (ZEE): forma de expresión de los derechos territoriales de uso en la pesca a escala internacional que proporciona a los países derechos especiales sobre los recursos marinos hasta 200 millas náuticas frente a sus costas.

SIGLAS Y ABREVIATURAS

ABC	Contabilización en función de la actividad
ACB	Red de la Asociación de Colaboración en materia de Bosques
ALC	América Latina y el Caribe
AMBAS	Asociación de Mujeres de la Barra de Santiago (El Salvador)
AMERB	Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos
AMP	Área Marina Protegida
ANAI	ONG costarricense
ANMI	Área Natural de Manejo Integrado
AOW	En toda la cuenca
AP	Área protegida
ARPA	Áreas protegidas de la región amazónica
ASTOP	Asociación Salvemos a las Tortugas de Parísimas (Costa Rica)
AUSAR	Áreas bajo régimen de administración especial
BAU	Prácticas habituales no sostenibles
BCIE	Banco Centroamericano de Integración Económica
BD	Biodiversidad
BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BINGOS	Grandes organizaciones no gubernamentales internacionales
BIO AMAZONIA	Asociación brasileña para el uso sostenible de la biodiversidad en la Amazonía
BNDES	Banco Nacional de Desarrollo de Brasil
BRMEA	Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos
BT Fund	Fondo de comercio de recursos biológicos
C	Carbono
C.A.F.E.	Equidad con el café y los agricultores
CARE	Organización humanitaria internacional estadounidense
CAREC	Centro de Epidemiología del Caribe
CAST	Alianza Caribeña para el Turismo Sostenible
CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
CBA	Análisis de costo-beneficio
CC	Cambio climático
CCAS	Normas de la alianza sobre comunidad y clima
CCT	Centro Científico Tropical (Costa Rica)
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CEDERENA	Corporación para el Desarrollo de los Recursos Naturales (Ecuador)
CEFAS	Centro para el Medio Ambiente, la Pesca y la Acuicultura
CEIA	Centro de Educación e Interpretación Ambiental
CEPAL	Comisión Económica de Naciones Unidas para América Latina y el Caribe

SIGLAS Y ABREVIATURAS

CER	Reducción certificada de emisiones certificada
CESD	Centro sobre Ecoturismo y Desarrollo Sostenible
CFE	Comisión Federal de Electricidad
CI	Conservation International
CIAT	Centro Internacional de Agricultura Tropical
CIDAC	Centro de Investigación para el Desarrollo, A.C.
CINPE	Centro Internacional de Política Económica para el Desarrollo Sostenible (Costa Rica)
CIPTA	Consejo Indígena del Pueblo Tacana (Bolivia)
CL	Tala convencional
CLAS	Sistema de análisis de fotografías satelitales de la Institución Carnegie
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CMNUCC	Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CNFL	Compañía Nacional de Fuerza y Luz (Costa Rica)
COC	Cadena de custodia
Coelba	Compañía Eléctrica de Bahia (Brasil)
CONAGUA	Comisión Nacional de Agua (Méjico)
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Méjico)
CONAP	Consejo Nacional de Áreas Protegidas (Guatemala)
COP	Conferencia de las Partes
CPM	Centro de Gestión de Parques
CRA	Alianza de Arrecifes de Coral
CRMP	Proyecto sobre el Manejo de los Recursos Costeros
CSF	Conservación estratégica
CW	Madera controlada
CWR	Parientes silvestres de cultivos
DE	Gastos diarios
DECRI	Departamento de Recursos Ambientales y Costeros de las Islas de Turcas y Caicos
DIFD	Departamento para el Desarrollo Internacional del Reino Unido
DMP	Prevención y gestión de desastres
DWCF	Fondo de Conservación para Flora y Fauna de Disney
EAAB	Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (Colombia)
EAF	Enfoque ecosistémico de la pesca
EAR	Reserva Nacional de Fauna Andina Eduardo Avaroa (Bolivia)
EDELCA	Electrificación del Caroní (Venezuela)
EFR	Reforma fiscal medioambiental
EGEHID	Empresa de Generación Hidroeléctrica Dominicana (República Dominicana)
EIA	Evaluación del Impacto Ambiental

SIGLAS Y ABREVIATURAS

EM	Microorganismos efectivos
Embasa	Empresa de Agua y Saneamiento de Bahía (Brasil)
ES	Servicios Proporcionados por los Ecosistemas
ESPP	Programa de pagos por servicios ambientales
EVW	Valor económico para el mundo
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FERN	ONG que supervisa el uso de los bosques (Unión Europea)
FI	Intermediario financiero
FLONAS	Florestas Nacionais, Bosques Nacionales (Brasil)
FM	Manejo forestal
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
FMI	Fondo Monetario Internacional
FONAFIFO	Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (Costa Rica)
FONAG	Fondo de Protección del Agua (Quito, Ecuador)
FRA	Forest Resources Association Inc.
FSC	Consejo de Administración Forestal
FUDENA	Fundación para la Defensa de la Naturaleza (Venezuela)
FUNDAMBIENTE	Fundación Medioambiental (Venezuela)
GEI	Gases de efecto invernadero
GIS	Sistema de Información Geográfica
GNP	Parque Nacional Galápagos (Ecuador)
GSSCMR	Reserva Marina de los Cayos Gladden Spit and Silk (Belice)
GtC	Gigatonelada de carbono
GTZ	Organismo Alemán de Cooperación Técnica
GW	Aqua Subterránea
HRA	Áreas de alto riesgo
IBAMA	Instituto Brasileño del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables
ICCL	Consejo Internacional de Líneas de Cruceros
ICE	Instituto Costarricense de Electricidad
ICMS	Impuesto a la Circulación de Mercadería y Servicios (Brasil)
ICRAN	Red de Acción Internacional para Arrecifes Coralinos
IDDA	Índice de Desarrollo del Deporte Aventura
IF	Fondo de indemnizaciones
IFC	Corporación Financiera Internacional
IHEI Turismo)	Iniciativa Medioambiental de Hoteles Internacionales (actualmente Asociación Internacional de
IIED	Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo

SIGLAS Y ABREVIATURAS

ILMB	Oficina de Gestión Integrada de Tierras
IMA	Autoridad de Gestión Interinstitucional
INAT	Instituto Nacional de Adecuación de Tierras (Colombia)
INBio	Instituto de Biodiversidad
INCAE	Instituto Centroamericano de Administración de Empresas
INDNR	Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada
INE	Instituto Nacional de Ecología
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Brasil)
IPBES	Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos
IPCC	Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
IPM	Lucha integrada contra las plagas
ISA	Instituto Socio-ambiental de Bolivia
ISOCARP	Asociación Internacional de Urbanistas
ITQ	Cuota Individual Transferible
ITTO	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
IVA	Impuesto al valor agregado
JASEC	Junta Administrativa del Servicio Eléctrico Municipal de Cartago (Costa Rica)
JNF	Bosque Nacional Jamarí
LUCC	Uso de la tierra y cambio en su cobertura
LUCF	Cambio de afectación de las tierras y silvicultura
M&I	Municipal e industrial
MA	Evaluación de Ecosistemas del Milenio
MBR	Reserva de la Biósfera Maya
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía (Costa Rica)
MINAM	Ministerio del Ambiente (Perú)
MINAMB	Ministerio del Poder Popular para el Medioambiente (Venezuela)
MOPAWI	Agencia de desarrollo no gubernamental de la región de Mosquitia (Honduras)
MPD	Perforación con presión controlada
MPME	Micro, Pequeña y Mediana Empresa
MRAG	Consultores sobre pesca y recursos marinos
MRS	Máximo rendimiento sostenible
MSC	Marine Stewardship Council
NAAAAL	Asociación Autónoma de Agricultura y Ganadería Nueva América (Ecuador)
NATURA	Fundación dedicada a la Naturaleza (Bolivia)
NBT	Turismo en la naturaleza (Ecoturismo)
NC	No corresponde
ND	Días de permanencia

SIGLAS Y ABREVIATURAS

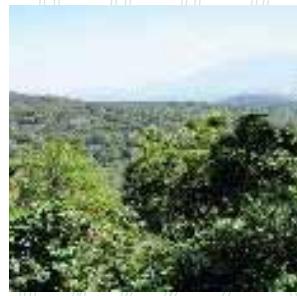
NPM	Parque Nacional Madidi (Bolivia)
NV	Número de visitas
OCDE	Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos
OEA	Organización de Estados Americanos
OIT	Organización Internacional del Trabajo
OMC	Organización Mundial de Comercio
OMG	Organismo Modificado Genéticamente
OMS	Organización Mundial de la Salud
OMT	Organización Mundial del Turismo
ONG	Organización No Gubernamental
OTC	De venta libre
OTCA	Organización del Tratado de Cooperación Amazónica
PACT	Fideicomiso de Áreas Protegidas de Conservación (Belice)
PAME	Eficacia en la gestión de áreas protegidas
PANE	Patrimonio de Áreas Naturales del Estado (Ecuador)
PE	Planting Empowerment
PEFC	Sistema de reconocimiento de las certificaciones forestales
PFNM	Productos forestales no madereros
PIB	Producto Interno Bruto
PINFOR	Programa de Incentivos Forestales (Guatemala)
PMB	Directorio participativo
PNAS	Publicación Proceedings of the National Academy of Sciences
PNC	Parque Nacional Coiba (Panamá)
PNNC	Parque Nacional Natural Chingaza (Colombia)
PNUD	Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PNUMA-PMAC	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Programa del Medio Ambiente del Caribe
PPD	Programa de Pequeñas Donaciones (Costa Rica)
PROFONANPE	Fondo de Promoción de las Áreas Naturales Protegidas (Perú)
PROFOR	Programa sobre los bosques
PROLOCAL	Programa de Reducción de la Pobreza y Desarrollo Rural Local (Ecuador)
PROMETA	Fundación para la Protección del Medio Ambiente Tarija (Bolivia)
Proyecto TAMAR	Programa de conservación de la tortuga marina (Brasil)
PSA	Pago por servicios ambientales
PSAH	Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos (México)
PVC	Valor Presente de los Costos
PWS	Pagos por servicios de cuencas hidrográficas

SIGLAS Y ABREVIATURAS

PYME	Pequeña y Mediana Empresa
RAS	Red agrícola sostenible
RDI	Rendimiento de la inversión
REAJ	Reserva Extractiva Alto Juruá (Brasil)
REDD	Reducción de emisiones por la deforestación y la degradación forestal
REDD+	Nueva versión de REDD (sistema post-Kioto)
REM	Rendimiento económico máximo
RFNM	Recursos forestales no madereros
RIL	Explotación forestal de efectos reducidos
SAP	Sistema de área protegida
SAUP	Proyecto Sea Around Us
SCDB	Secretaría de la Convención sobre Diversidad Biológica
SCP	Práctica de conservación del suelo
SEAFDEC	Centro de Desarrollo Pesquero de Asia Sudoriental
SEM	Manejo sostenible del ecosistema
SEMARNAP	Secretaría de Medioambiente, Recursos Naturales y Pesca (México)
SEMARNAT	Secretaría de Medioambiente y Recursos Naturales (México)
SFB	Servicio Forestal Brasileño
SGAs	Niveles subglobales
SHCP	Secretaría de Hacienda y Crédito Público (México)
SICAP	Sistema Centroamericano de Áreas Protegidas
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Costa Rica)
SINANPE	Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Perú)
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Bolivia)
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Ecuador)
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservación (Brasil)
SNV	Netherlands Development Organization
SPAG	Agregaciones en desove
SPC	Prácticas de conservación del suelo
SPNN	Sistema Nacional de Parques Naturales (Colombia)
STINAPA	Fundación de Parques Nacionales (Antillas holandesas)
SW	Agua superficial
TAC	Captura autorizada total
TCI	Islas Turcas y Caicos
TE	Gasto total
TEEB	Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad
TIM	Multiplicadores de ingresos por turismo

SIGLAS Y ABREVIATURAS

TIPNIS	Territorio Indígena Parque Nacional Isiboro Séure (Bolivia)
TIR	Tasa Interna de Rentabilidad
TNC	The Nature Conservancy
TOI	Iniciativa de Tour Operador
TPSP	Parquet Estatal Três Picos (Brasil)
TURF	Derechos territoriales de uso en la pesca
UE	Unión Europea
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UMSA	Universidad Mayor de San Andrés (Bolivia)
UN IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático, Naciones Unidas
UNECE	Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
UNICEF	Fondo de Naciones Unidas para la Infancia
UNWTO	Organización Mundial del Turismo
UPS	Unidad práctica de salinidad
USAID	Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional
USDA	Departamento de Agricultura de Estados Unidos
UZACHI	Unión Zapoteco Chinanteca
VAN	Valor Actual Neto
VC	Valoración contingente
VET	Valor económico total
VMS	Sistema de localización de buques vía satélite
VPB	Valor Presente de los Beneficios
WCMC	Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación
WCS	Wildlife Conservation Society
WDPA	Base de datos mundiales sobre zonas protegidas
WGI	Indicadores mundiales de buen gobierno
WTP	Voluntad de pagar
WTTC	Consejo Mundial de Viajes y Turismo
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza
ZEE	Zona Económica Exclusiva
ZPME	Zona de Protección Marina Especial



PARTE I

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN

Andrew Bovarnick¹ y Francisco Alpizar²,
con el apoyo de Celia Harvey³ y Fabrice DeClerck⁴

“La prosperidad de una nación depende de su competitividad, la cual se basa en la capacidad que posee para generar bienes y servicios. Es necesario contar con políticas macroeconómicas sanas e instituciones políticas y judiciales estables aunque estas no constituyen condiciones suficientes para garantizar una economía próspera. La competitividad se encuentra arraigada en los aspectos microeconómicos fundamentales de una nación, la sofisticación de las operaciones y la estrategia de la empresa y la calidad del entorno comercial microeconómico en el cual la empresa compite. Es fundamental lograr un entendimiento de las bases microeconómicas de la competitividad para la política económica nacional”.

The Harvard Institute for Strategy and Competitiveness



Los países de ALC se encuentran entre los mejores dotados de capital natural del mundo: biodiversidad y ecosistemas. América del Sur posee más del 40% de la biodiversidad de la tierra, más de un cuarto de sus bosques y constituye el área de mayor diversidad biológica en el mundo. Esta biodiversidad y estos ecosistemas proporcionan servicios ecosistémicos (SE) que entregan aportes directos a la producción de sectores clave en las economías de ALC, particularmente agua, fertilidad de la tierra cultivable, polinización, control de plagas y cultivo y reproducción de especies alimentarias, al igual que la mitigación de tormentas, regulación del clima, asimilación de desechos y muchas otras funciones.

El progreso económico constante a través de los métodos convencionales ha acumulado beneficios para las sociedades, pero también ha llevado a un agotamiento considerable de la base de activos y de los SE naturales de la región. Estas tendencias presentan una interrogante para los responsables de la toma de decisiones, los líderes comerciales y de la sociedad civil y para los gobiernos locales:

La región de América Latina y el Caribe (ALC) ha venido aumentando su PIB de manera continua desde 2002 a 2008. Sin embargo, el 25% de su población aún subsiste con menos de \$2 diarios⁵. Para que ALC prolongue su crecimiento económico y continúe sus esfuerzos para reducir la pobreza, la región necesita mantener su competitividad y aprovechar sus activos. Un activo importante para la región es la variedad de ecosistemas bien provistos de altos niveles de biodiversidad.

¿Está la competitividad de los países de ALC en riesgo de enfrentar costos ocultos cada vez más altos y oportunidades de mercado perdidas debido a los actuales enfoques de crecimiento económico que ignoran los SE? ¿Puede el mantenimiento y captura del valor económico de los SE fortalecer la competitividad y mantener el crecimiento de ALC?

1 Economista líder de recursos naturales, PNUD.

2 Coordinador e investigador, Programa de Investigación en Ambiente y Desarrollo para América Central - CATIE.

3 Vicepresidenta, Global Change and Ecosystem Services, Conservación Internacional.

4 Ecólogo paisajista y de comunidades, CATIE.

5 A menos que se indique de otro modo, los montos en este documento se presentan en dólares y centavos de EE.UU. “Billón” se refiere a un millón de millones; “trillón” se refiere a un millón de billones.

Los datos de algunos sectores económicos demuestran que las prácticas actuales tienen mucho sentido desde una perspectiva económica o comercial. Sin embargo, la evidencia cada vez más abundante sugiere que en ciertos sectores y países el daño al medioambiente y la pérdida de oportunidades serán un obstáculo cada vez mayor para el crecimiento económico.

Con el fin de responder estas preguntas, es momento de aclarar la relación entre la provisión de SE y el crecimiento económico y equidad en ALC, trasladando el tema de SE a la arena de la política económica y la mejora de competitividad. En respuesta a esta necesidad, la Dirección Regional del PNUD de ALC ha desarrollado una iniciativa. “América Latina y el Caribe: Una Superpotencia de Biodiversidad” y ha preparado este Informe para el Año Internacional de la Biodiversidad Biológica de la ONU. En esta iniciativa, PNUD se ha asociado con distintas instituciones, entre las que se encuentran el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)/The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés), Conservación Internacional (CI), The Nature Conservancy (TNC) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), y también ha recibido el apoyo generoso del gobierno de España. La elaboración del Informe contó con la participación de importantes líderes del ámbito político y económico de la región a través de una Comisión sobre Biodiversidad, Ecosistemas, Finanzas y Desarrollo liderada por el PNUD y contempló una serie de consultas con actores nacionales, instituciones de investigación y ONG de toda la región.

No se pretende que el Informe principal se lea sin detenciones en forma completa; la mayor parte de los lectores tendrán un interés específico en uno o en algunos sectores. Los capítulos se han elaborado para su lectura de manera independiente, sin depender de una revisión en secuencia. Pero se aconseja leer la introducción y metodología antes de leer el capítulo de un sector, ya que los conceptos clave se encuentran descritos ahí.



1.2 OBJETIVO DEL INFORME

Este Informe pretende informar a los responsables de la toma de decisiones y a las empresas de ALC sobre los riesgos económicos y las oportunidades de emprender actividades productivas que provoquen un impacto y que sean influenciadas por la biodiversidad y SE⁶. El Informe es una herramienta para ayudar a los gobiernos y a los interesados a analizar el papel de SE a fin de incorporarlo en la planificación económica, la política y la inversión en los niveles sectoriales. Para lograr este objetivo, el Informe específicamente:

- 1) Destaca los costos y beneficios económicos, asociados con enfoques de gestión contrastantes, de producir resultados sectoriales; los enfoques que omiten los ecosistemas subyacentes y aquellos que los incorporan y los sostienen.
- 2) Evalúa la contribución económica de la conservación de la biodiversidad y los servicios económicos para el crecimiento económico y la equidad en los sectores de recursos naturales en ALC y cómo estas contribuciones económicas cambian a medida que los ecosistemas son afectados.
- 3) Muestra modelos de gestión innovadores y exitosos emprendidos por empresas privadas, gobiernos, institutos de investigación y ONG en la región y en el mundo, y pone énfasis en la necesidad de innovar y en el papel del pensamiento creativo para encontrar nuevas formas de mejorar los resultados económicos mientras se preserva la base de los recursos naturales.
- 4) Entrega ejemplos de nuevas oportunidades para el crecimiento que surgen de los mercados “verdes” mundiales para mostrar cómo la gestión sostenible de ecosistemas puede revelar estrategias de crecimiento económico futuro para ALC y para poner de relieve la creciente demanda de inversiones ambientalmente responsables en el mundo.
- 5) Propone soluciones políticas regionales a la medida para generar crecimiento económico a través de la conservación y la inversión en activos de biodiversidad y SE.
- 6) Establece un enfoque metodológico nuevo sobre la valoración, que se puede aplicar dentro de sectores y países e identifica la investigación adicional necesaria en ALC para analizar el valor económico de los ecosistemas.

Estos análisis y evaluaciones presentan datos económicos sobre la biodiversidad y los ecosistemas de una manera relevante para los responsables de la toma de decisiones y las empresas en ALC. El Informe se centra en la revelación de valores económicos de la biodiversidad y SE para llenar una brecha importante en el conocimiento actual sobre esta materia, sin juzgar ni promover la mercantilización del entorno natural. Con un reconocimiento completo de los valores no económicos —éticos, espirituales, sociales y culturales—, el Informe se centra en los aspectos económicos de los valores de la biodiversidad y SE.

Este Informe es el primer paso de un esfuerzo a largo plazo para construir capacidad de país y apoyar reformas de políticas sectoriales. El Informe entrega una plataforma metodológica para hacer un seguimiento de los estudios de nivel nacional para destacar la importancia económica de la biodiversidad y SE. PNUD espera continuar su compromiso con las instituciones regionales, los líderes gubernamentales y de la sociedad civil, los expertos y otros interesados clave en ALC para fortalecer, analizar y promover ideas y conclusiones esenciales del Informe.

⁶ La provisión de SE incluye el valor relevante de los ecosistemas y la biodiversidad, de manera que el término SE se utilizará como escritura para representar el valor de los ecosistemas y la biodiversidad en el Informe.



1.3 LA DESCONEXIÓN ECONÓMICA Y DEL ECOSISTEMA

Los países de ALC tienen una historia de crecimiento económico que se basa en los recursos naturales, es decir, producción y exportación de materias primas y, más recientemente, el turismo. Los gobiernos nacionales han apoyado el crecimiento sectorial para impulsar el crecimiento económico del país. Los planes y prácticas de producción han optimizado el rendimiento y los ingresos y en raras ocasiones han considerado las relaciones entre estos resultados y los aportes derivados de la base de recursos naturales. En consecuencia, ALC ha experimentado crecimiento económico, pero también un agotamiento de sus recursos naturales, biodiversidad y SE; es decir, de algunos de los mismos aportes que han impulsado el crecimiento sectorial. Actualmente, una mala gestión de ecosistemas está llevando a una escasez relativa de SE vital (por ejemplo, suministro de agua, servicios de aprovisionamiento de tierra cultivable, capacidad de absorción de desechos, etc.).

Los beneficios económicos de los resultados y el crecimiento sectorial están bien documentados y son conocidos, mientras que los costos económicos a causa de las externalidades no. Por lo tanto, pasan desapercibidos, no son considerados en la toma de decisiones ni en las decisiones de inversiones. En realidad, los costos de degradación de SE son difíciles de medir en términos económicos. Sin embargo, la escasez de SE pone en riesgo la producción de los bienes y servicios provenientes de recursos naturales y limita la capacidad de generar bienestar para las personas y reducir la pobreza.

Los patrones que emergen en el mercado global aumentan los beneficios para los actores sectoriales que manejan los ecosistemas de manera sostenible. Los consumidores en los principales mercados mundiales, Estados Unidos, Europa y Japón, seleccionarán los productos que sean sostenibles y producidos sin externalidades ni que impliquen un costo para la sociedad. Esta demanda orientada hacia un buen rendimiento ambiental está originando cambios en las prácticas de producción usadas para generar resultados sectoriales en ALC y en el mundo. Un número cada vez mayor de prácticas de gestión tienen en cuenta las externalidades, su reducción y la producción de productos mientras se sostiene el SE que apoya su producción. Estas prácticas de gestión tienen beneficios de crecimiento económico y se pueden comparar con las prácticas convencionales para determinar los beneficios económicos verdaderos y los costos de manejar los ecosistemas bien o mal.

Las prácticas económicas están perfiladas por estos costos y beneficios. Los costos de producción están influenciados por los costos de los resultados, los que a su vez se encuentran afectados por políticas como las de subsidios de energía y agua, estándares de contaminación y control de la tala o pesca ilegal. Las iniciativas de las políticas cambian la

tasa costo-beneficio de actividades económicas específicas. Por lo tanto, resulta importante para los responsables de la toma de decisiones comprender bajo qué circunstancias mantener los ecosistemas y sus servicios puede generar mayores beneficios económicos que permitir los procesos económicos que degradan y desgastan los ecosistemas.

Aunque algunos estudios han estimado estos valores de beneficios como asociados a los ecosistemas, no existe información suficiente, presentada de manera relevante para los responsables de la toma de decisiones, que muestre la contribución de los SE a los resultados sectoriales, en relación con los costos y beneficios asociados a los distintos enfoques de gestión. Esta falta de información ha contribuido a la visión dominante de que los beneficios económicos de las prácticas convencionales superan los costos y que la inversión en la conservación de la biodiversidad y el ecosistema no representa ingresos positivos para la economía.

A esto se debe la necesidad de presentar a los responsables de la toma de decisiones datos económicos sobre SE, su relación con la productividad sectorial y la existencia de prácticas de gestión alternativas que resulten prácticas, sostenibles y potencialmente más rentables.



1.4 ENFOQUE DEL INFORME

Enfoque sectorial

El Informe, a fin de ser relevante para los responsables de la toma de decisiones, adopta un enfoque sectorial para alinearse con la organización de ministerios, en lugar de presentar un enfoque centrado en el ecosistema que cruza los sectores y los mandatos ministeriales. Este enfoque considera los activos de biodiversidad y de SE como aportes a los sectores económicos de un país y presenta datos de valores económicos de SE a cada sector. Una gama de sectores estrechamente ligados a los recursos naturales renovables ha sido seleccionada para analizar hasta qué grado estos dependen económicamente de los aportes naturales en ALC y qué oportunidades tienen estos sectores de beneficiarse con el mantenimiento de SE. Los sectores analizados son:

- | | |
|------------------------|----------------------------------|
| 1) Agricultura | Se presentan dos más como |
| 2) Pesca | áreas comunes: |
| 3) Silvicultura | 5) Áreas protegidas |
| 4) Turismo | 6) Servicios hidrológicos |

Otros sectores que tienen un gran impacto en los ecosistemas, como minería e infraestructura, no se incluyen ya que no dependen del funcionamiento del ecosistema. Las minas requieren recursos minerales, pero no los ecosistemas en que se encuentran ubicadas. Las carreteras se pueden ver afectadas por inundaciones y derrumbes, pero la relación principal es el impacto en el ecosistema y no al revés. Sin embargo, existen otras áreas dentro de las economías nacionales donde la biodiversidad y SE juegan un papel importante y están ligadas mediante cos-



tos y beneficios económicos claros a la gestión sostenible del ecosistema. Estas pertenecen a áreas de producción de energía (por ejemplo hidroeléctrica y biomasa), asentamientos humanos, reducción de la vulnerabilidad ante desastres naturales (por ejemplo, el papel de los manglares en la mitigación de daños por tormentas) y salud (por ejemplo, control de vectores). Estas áreas son importantes y se deben centrar en el trabajo futuro que complementa a este Informe. Los sectores destacados aquí son aquellos que están influenciados de manera más clara por los aportes del ecosistema en su productividad y el resultado económico.

Cada uno de los análisis sectoriales se centra en los subsectores seleccionados. Por ejemplo, el análisis agrícola se concentra en la producción de cosechas y en la agrosilvicultura. La pesca se centra en la captura marina y no en la acuicultura o captura de agua dulce. La silvicultura incluye tanto la tala de bosques secundarios como la de plantaciones. El turismo se centra en la tendencia del turismo tradicional basado en la naturaleza y el ecoturismo. Los capítulos de las áreas protegidas son comunes y se centran en las contribuciones de las áreas protegidas (AP) a la agricultura, pesca, silvicultura y turismo. Los servicios hidrológicos también son comunes y se centran en la interacción entre aguas arriba y aguas abajo y las prácticas y externalidades del uso de suelos.

Cada análisis de sector presenta las relaciones entre los resultados, SE y otros aportes, y también muestra los circuitos de retroalimentación (por ejemplo, los pesticidas en las cosechas dañan las poblaciones polinizadoras, lo que disminuye la tasa de polinización y la producción agrícola). Se presentan ejemplos de degradación de ecosistemas que disminuyen los resultados y los costos asociados. Luego, se identifican las prácticas de gestión que previenen el daño de los ecosistemas y se ilustran los beneficios económicos del sector provenientes de ecosistemas sostenibles. Esta organización y presentación de los datos muestra las relaciones económicas entre SE, las prácticas de gestión que se oponen y los resultados específicos.

El análisis económico y ecológico dentro de los sectores no se encuentra al margen de los marcos institucionales y políticos; las necesidades correspondientes y los datos se discuten en el contexto de gobernanza y política. El análisis sectorial realizado se utiliza luego para proponer herramientas y formular recomendaciones prácticas que pueden aplicar quienes toman las decisiones para capturar y construir sobre la base de relaciones económicas de los sectores con SE.

Se escogió este enfoque sectorial debido a su ventaja en relación con la labor de los ministerios y los organismos públicos, cada uno con su misión particular. Este enfoque tiene algunas restricciones: divide el valor económico total de cada tipo de SE y fragmenta los valores a nivel de sistema a fin de mostrar aportes sectoriales específicos. La integración de los efectos generales de los ecosistemas y sus servicios en la economía como un todo queda supeditada a las conclusiones.

INTRODUCCIÓN



1.5 ESTRUCTURA DEL INFORME

La parte I considera los enlaces entre biodiversidad y SE con los resultados sectoriales, crecimiento económico nacional y equidad. Esta parte explica las tendencias y motivos regionales actuales para las prácticas habituales.

La parte II presenta conclusiones y recomendaciones de políticas a partir del marco analítico trazado en la parte I y los resultados de la parte III.

La parte III presenta el análisis sectorial y los resultados en agricultura, silvicultura, salud, pesca y turismo. También existen dos capítulos comunes: áreas protegidas y servicios hidrológicos.

Cada capítulo sectorial está estructurado en líneas generales como se indica a continuación. En algunos casos, los temas se encuentran combinados:

- **El papel del sector en las economías nacionales**
- **El papel de SE en el sector**
- **Costos de BAU (aprovechamiento convencional o prácticas habituales no sostenibles)**
- **Estudios de casos**
- **Beneficios de SEM (gestión sostenible de los ecosistemas)**
- **Conclusiones**
- **Recomendaciones de políticas**

Nota a los lectores: No se pretende que este Informe se lea sin detenciones de principio a fin. Este Informe trata sobre varios sectores; la mayoría de los lectores tendrá un interés específico en uno o algunos sectores. Por ello, los capítulos se han elaborado de manera autónoma, y no dependen de una lectura en secuencia. Se recomienda que los lectores consideren leer los capítulos de introducción 1 al 3, aquellos sobre sectores de interés en particular y los capítulos de conclusiones y recomendaciones.

CAPÍTULO 2.

METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS ECONÓMICO

Andrew Bovarnick⁷ y Francisco Alpizar⁸,
con el apoyo de Celia Harvey⁹ y Fabrice DeClerck¹⁰

La metodología del Informe consiste en analizar los resultados sectoriales en el nivel macroeconómico y comparar los costos y beneficios entre los distintos tipos de prácticas de gestión de recursos naturales. Aunque se reconoce que existe una amplia gama de tales prácticas, a fin de simplificar el análisis, el Informe se centra en dos categorías o escenarios arquetípicos o contrastantes, en los cuales prácticamente se pueden aplicar todas las prácticas. Dado que las prácticas de gestión de recursos naturales a menudo son influenciadas por marcos institucionales y de políticas dominantes, estos escenarios incluyen los marcos que afectan estas prácticas. El grupo de prácticas de gestión más convencionales optimiza la ganancia a corto plazo sin considerar los ecosistemas o los costos externalizados; este grupo de prácticas de gestión recibe el nombre de prácticas habituales no sostenibles (BAU, por sus siglas en inglés). El otro escenario se centra en el resultado a largo plazo, lo que incluye todos los impactos y costos; este grupo de prácticas recibe el nombre de gestión sostenible de los ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés).

BAU y SEM se consideran como extremos distintos de un espectro de opciones de producción respecto de la biodiversidad y SE como un aporte para la producción. Las operaciones BAU pueden realizar movimientos hacia SEM sin llegar necesariamente a un modelo completo de producción SEM. La finalidad es comparar diferencias cualitativas ya que las prácticas de producción varían dentro de la gama de opciones entre BAU y SEM.

Los SE se utilizan como una representación de la biodiversidad que hace aportes en los procesos económicos, ya que son más fáciles de conectar con los resultados sectoriales. Según BAU, los SE generalmen-

te se tratan como aportes libres y están sujetos a la degradación o el agotamiento. Según SEM, los SE son tomados en cuenta y mantenidos.

El Informe se centra en temas de gestión práctica y políticas que se pueden adoptar y promover a través de ministerios, empresas y otros interesados, que podrían tener un impacto en la producción y el empleo en el nivel de empresas o de la industria. No se ha desarrollado un modelo de equilibrio general, como tal, y solo se ha entregado una atención limitada a los indicadores macroeconómicos como el PIB o el empleo nacional.

El Informe se centra en temas de gestión práctica y políticas que se pueden adoptar y promover a través de ministerios, empresas y otros interesados, que podrían tener un impacto en la producción y el empleo en el nivel de empresas o de la industria.

El Informe analizó la bibliografía sobre valores económicos de los recursos naturales y procuró presentar tales valores en el contexto de los indicadores de bienestar (como crecimiento y empleo), en el nivel sectorial. También, cuando fue posible, se destacó la perspectiva de la equidad tras las estrategias alternativas de gestión de ecosistemas, una faceta importante que a menudo se pasa por alto en los ejercicios de valoración. En tanto que los estudios de valoración se concentran en los ecosistemas, este Informe se centra en los impactos sectoriales que cruzan transversalmente las características comunes de los ecosistemas.

Se elaboró el análisis comparativo entre BAU y SEM en cada sector investigado para aumentar la relevancia de los resultados para los responsables de la toma de decisiones sectoriales. Las comparaciones no son integrales debido a la escasez de datos económicos sobre los ecosistemas y los resultados sectoriales. El Informe destaca ciertos costos y beneficios para ilustrar temas que necesitan ser considerados en la planificación y formulación de políticas.

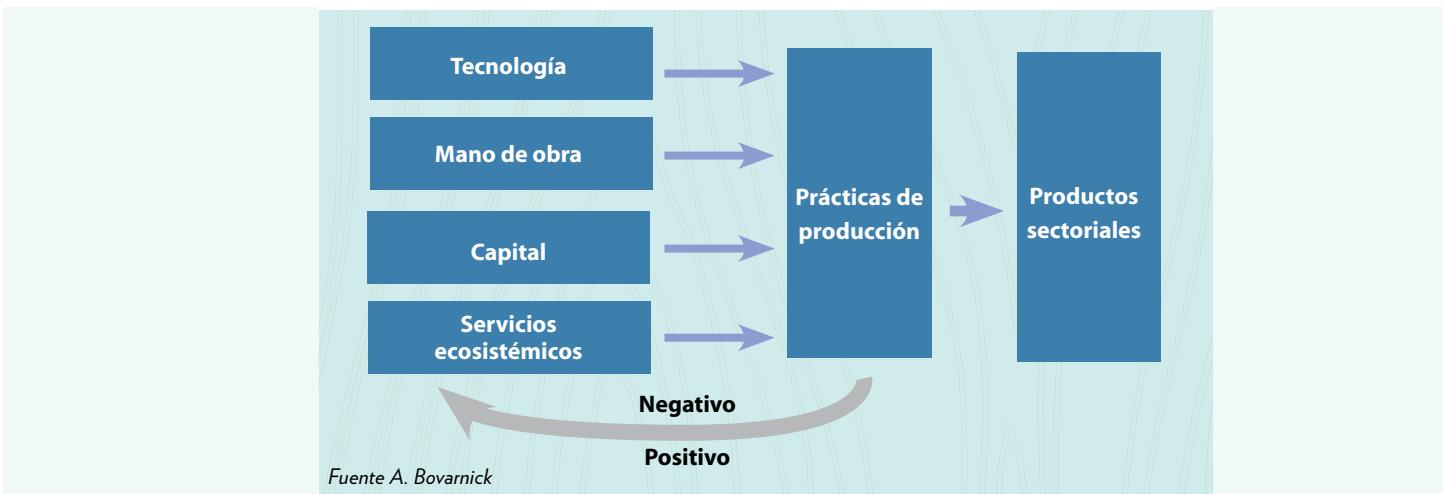
7 Economista líder de recursos naturales, PNUD.

8 Coordinador e investigador, Programa de Investigación en Ambiente y Desarrollo para América Central - CATIE.

9 Vicepresidenta, Global Change and Ecosystem Services, Conservación Internacional.

10 Ecólogo paisajista y de comunidades, CATIE.

Figura 2.1. Relaciones entre SE y otros aportes, prácticas de producción y resultados sectoriales



2.1 METODOLOGÍA

Esta sección explica la metodología desarrollada para analizar el valor económico de la biodiversidad y los ecosistemas de ALC y para presentar este análisis de manera útil para los responsables de la toma de decisiones.

A fin de simplificar, el estudio se centra en los SE que interactúan con los procesos económicos. Las contribuciones tangibles de los ecosistemas y la biodiversidad para la producción y creación de valores se realizan a través de estos procesos. Se supondrá que el suministro de SE condensará e incluirá el valor relevante de los ecosistemas y la biodiversidad, de manera que el término SE se utilizará como escritura para representar el valor de los ecosistemas y la biodiversidad en el Informe.

Los SE son considerados como uno de los distintos aportes necesarios para la producción, junto con la mano de obra, la tecnología y el capital. Estos SE afectan y son afectados por las prácticas de producción (figura 2.1). Su valor relativo variará, según la abundancia de SE, los costos y los impactos de otros aportes y el marco de políticas.

La metodología no pretende aislar la función de aporte de cada SE y el valor económico resultante (a la manera de “1 hectárea de bosque alberga a X polinizadores, lo cual aumenta en Y% la producción de cosechas cercanas, lo que da como resultado una ganancia de \$Z”). En general, estas relaciones causales demuestran ser muy complejas para obtener algo y monetizar de una manera integral. Por ejemplo, un cambio en los niveles del flujo de turismo puede también deberse a la calidad y el precio de los hoteles a causa del deterioro de los activos naturales como las playas o las aves.

Se usó la inferencia para aproximar el valor económico de los aportes de SE en la producción. Existen ciertas prácticas de producción que

mantienen y usan SE (agrupadas en SEM) y existen otras prácticas que degradan SE y dependen mayormente de otros aportes (categorizadas como BAU). Un ejemplo en agricultura podría ser la diferencia en el rendimiento agrícola con la aplicación de abono orgánico en un contexto agrosilvícola SEM, en comparación con el rendimiento obtenido mediante el uso de fertilizantes químicos en situaciones similares (por ejemplo, cultivos en laderas), según BAU. Al comparar la evidencia disponible de varios países sobre los costos y beneficios de estas prácticas de producción distintas, el Informe destaca que en los casos en que se realiza una contabilidad completa, los beneficios netos son, en promedio, consistentemente mayores para la práctica SEM.

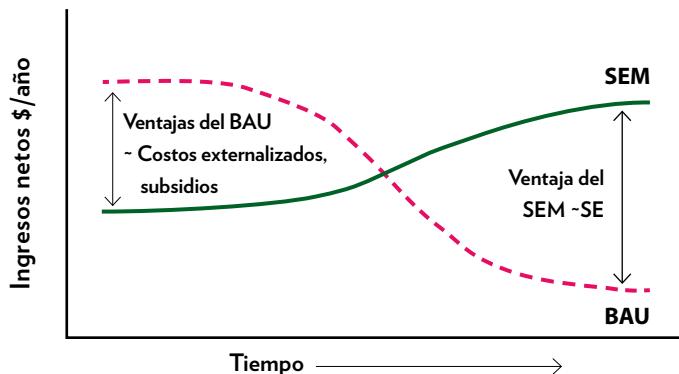
La deducción es que este resultado se debe, en gran parte, al mantenimiento de SE según SEM (lo cual, en este caso, generó fertilidad sin el uso de fertilizantes químicos). El foco no es verificar un valor exacto de SE (como se indicó anteriormente, esto sería difícil); resulta más importante observar su dirección y magnitud general y cuánto varía en el servicio con los factores correspondientes.

Los conceptos BAU y SEM posibilitan la captura aproximada del valor SE en el tiempo, para inferir que SE de alguna manera está operando en un nivel que permite una producción adicional (superior a BAU), o costos menores. El enfoque BAU y SEM es una manera práctica de tender un puente entre los valores SE y la planificación y la toma de decisiones en materia de políticas. El siguiente enfoque gráfico ilustra este punto.

La figura 2.2 muestra la hipótesis que con la gestión BAU, los ingresos netos disminuyen a través del tiempo, mientras que con la gestión SEM podrían comenzar más bajo, pero permanecen constantes o aumentan. Esto lleva a un punto en el cual SEM reemplaza a BAU como el enfoque óptimo de gestión. La ventaja inicial de BAU corresponde a la externalización de sus costos, actuales y futuros; otros factores también podrían tener participación, como los subsidios. La ventaja eventual de SEM se basa en el mantenimiento o mejoramiento de SE según SEM, aunque otros aspectos también pueden influenciar

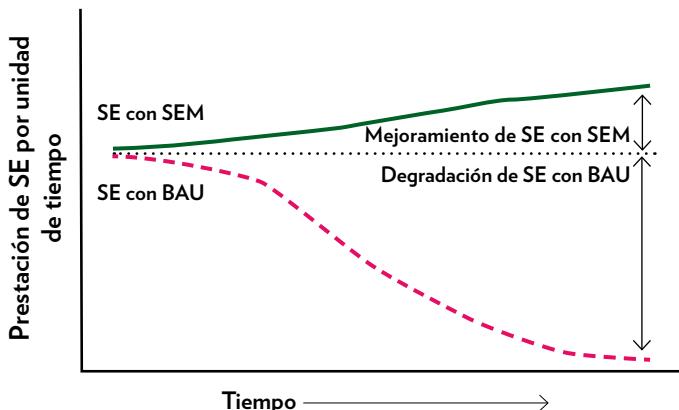
la situación, como una mejor coordinación con los interesados o subsidios que faciliten la transición. Las variaciones sobre este tema que corresponden a los patrones que se encuentran en los análisis de sectores se discuten en la sección 2.3.

Figura 2.2. Evolución de ingresos netos según BAU y SEM



La figura 2.3 indica qué cambios están detrás de la caída de los ingresos netos según BAU. La degradación de los recursos disminuye la tasa de entrega de SE y está aproximada en la distancia por la cual la línea de SE cae bajo BAU. Para SEM la línea SE mantiene su nivel o aumenta en respuesta a la mejora en la base de recursos naturales según SEM, como se muestra aquí. En casos específicos, el SE que se entrega se podría medir en m^3/hora de agua libre de sedimento, número/cantidad de tortugas que se pueden observar en la playa o toneladas/año de crecimiento de la biomasa de peces (en la reserva de pesca en sí o en la captura que se consume). El agotamiento de estos recursos de SE llevaría a una disminución de los ingresos BAU en la figura 2.2.

Figura 2.3. Cambios en los SE según BAU y SEM



Este enfoque hace posible que los empresarios y los responsables de la toma de decisiones perciban los patrones generales y tomen decisiones sobre prácticas de gestión específicas con una mejor comprensión de los costos generales y los beneficios relacionados con el valor y el mantenimiento de SE, algunos de los cuales han sido ocultados como costos indirectos o externalizados (en el ejemplo anterior, entre estos costos que no se ven, están los efectos de desgaste de la tierra cultivable por las prácticas de gestión BAU, los impactos inmediatos del uso excesivo de fertilizante, el costo de la compra de leña para combustible o frutas en cultivos que no son agrosilvícolas, la falta de regulación contra los embates del mercado de los monocultivos, etc.).

Este método de comparar BAU con SEM proporciona datos que van más allá de los resultados de producción, el rendimiento de los cultivos para la agricultura, la cosecha de reservas para las pesquerías y el flujo de visitantes para el turismo, y permite un análisis de compensación más completo de los costos ocultos (externos y futuros), del desgaste de SE y el aumento de la confianza en los aportes adquiridos. En general, los ministerios y las empresas no han tenido a su disposición datos sobre los valores SE dentro de distintas prácticas de gestión, porque muchos de los actuales datos sobre SE se centran en el ecosistema y no se relacionan con las prácticas de gestión. La organización de datos económicos en torno a BAU (sin SE) y SEM (con SE) permite a quienes toman las decisiones comparar los costos y beneficios de diferentes prácticas de gestión y centrarse en prácticas que tienen más sentido.

Por ejemplo, si el análisis muestra que las granjas de café tienen rendimientos más altos cuando se ubican cerca de bosques adyacentes y que este mayor rendimiento es, en parte, a causa del apoyo silvícola a los polinizadores del café, entonces el ministerio de Agricultura puede evaluar los beneficios económicos para los granjeros del café de conservar los bosques adyacentes en comparación con los beneficios de convertir el bosque en nuevas granjas. Otro ejemplo es con la aplicación de pesticida en la agricultura. Los ministerios pueden comparar las granjas que llevan a cabo las prácticas BAU (por ejemplo, una fuerte aplicación de pesticida sin el tratamiento adecuado, con el consabido nivel de contaminación por pesticida de los cuerpos de agua adyacentes), que, a su vez, afectan la producción agrícola; con las granjas que utilizan las prácticas SEM (uso y costo reducido de pesticida, con mayor confianza en el control de plagas integrado y los depredadores naturales), al igual que una menor contaminación del agua. Los costos descendentes de la contaminación del agua pueden ayudar a los responsables de la toma de decisiones a tomar una decisión más informada sobre el valor económico de la aplicación de pesticida, al igual que conocer la otra cara, el valor económico de mantener el SE del control natural de plagas, el cual puede reducir la costosa dependencia del uso de pesticida (que incluso crece y se hace más compleja a medida que los insectos desarrollan resistencia).

La metodología reconoce que para los responsables de la toma de decisiones, los datos de puntos estáticos (tiempo limitado) son de un valor limitado. En una situación en la que es necesario elegir entre distintos tipos de uso de suelo y prácticas de desarrollo, los datos sobre el valor de un ecosistema, de manera específica en un determinado momento bajo el actual sistema de gestión (tal como un arrecife de coral), no indican nada al gestor sobre cómo ese valor podría cambiar. La información de que su valor anual total se estima en \$X millones, a partir del flujo de producción, necesita ser complementada con datos sobre cómo ese valor se podría reducir si el ecosistema se dañara o cuánto podría crecer ese valor si la presión por la pesca se redujera, permitiendo a la reserva de peces recuperarse.

Los datos de puntos sobre el valor del ecosistema no consideran el estado de los recursos que contribuyen a su valor general. Estos ecosistemas pueden ser saludables o estar al borde del colapso. Por lo

tanto, un valor alto se puede deber a tasas insostenibles de agotamiento de recursos; sin embargo, se pueden usar para convencer a los responsables de la toma de decisiones que no estén informados de ese agotamiento de mantener las prácticas de gestión actuales, aunque estas prácticas puedan llevar a una caída drástica del valor del ecosistema. (El capítulo sobre pesca tiene estudios de casos sobre la merluza argentina y la anchoveta peruana, en donde sucedió precisamente eso: los niveles de captura se mantuvieron porque la caída de los niveles de reserva fue compensada por una mayor inversión en flotas pesqueras, con un enorme costo eventual para la economía y los sistemas ecológicos).

Para tomar decisiones bien informadas, los responsables de la toma de decisiones necesitan un análisis de costo-beneficio que incluya una dimensión de tiempo prudente para controlar el agotamiento de recursos a través del tiempo. Este Informe aborda dicha necesidad hasta el grado en que los datos lo permitan, investigando cambios en las prácticas de gestión de recursos a través del tiempo para mostrar la gama de costos o beneficios actuales y futuros que una actividad económica puede generar, dependiendo del tipo de gestión del ecosistema (BAU o SEM en una primera instancia). Cuando fue posible, los grupos de datos temporales se usaron para demostrar el valor económico de los ecosistemas antes y después de la introducción de las prácticas SEM.

A través de las prácticas BAU y SEM, el Informe se centra en los costos y beneficios económicos (directos e indirectos) y no considera valores de no uso. Los valores de no uso son intangibles y más difíciles de usar por los gobiernos para comparar y elegir por sobre ganancias financieras directas a partir de la degradación del ecosistema. En la práctica, estos valores de no uso se manejan de manera indirecta según SEM a través de la consulta y participación de los interesados.

Demostrar la causalidad entre SE y crecimiento económico y, particularmente, la biodiversidad subyacente, resulta complejo, en parte debido a la variación en los datos por sector de cada tema, lo que a su vez afecta la solidez de las conclusiones. Cuando varios casos muestran tendencias similares en los costos o beneficios, las conclusiones a las que se llega tienen probabilidades de ser más sólidas y aplicables a otros casos en ALC. Cuando se ha determinado solo un caso de un resultado en particular, este puede revelar un asunto importante y presentar una relación potencial entre SE y el resultado sectorial pero, en esta etapa, solo se puede tratar como una indicación de un asunto que necesita ser explorado.

El papel de la política

La metodología también toma en cuenta que la política gubernamental y los actos de los organismos públicos influyen sobre los costos, los ingresos y los mercados en general. Los beneficios económicos netos relacionados con distintas prácticas de gestión pueden variar considerablemente según el marco de políticas. Es bien sabido que los gobiernos no fijan “correctamente” los precios o impuestos de muchos recursos naturales. Las licencias de agua, tala y pesca, entre

otras, generalmente tienen un precio demasiado bajo. Los gobiernos todavía subsidian muchísimo las actividades agrícolas, frecuentemente con productos agroquímicos, energía y crédito para favorecer a los agricultores y aumentar la producción de alimentos. Estos subsidios crean incentivos financieros que hacen más atractivas las prácticas convencionales y ponen a las prácticas SEM en una desventaja artificial. El Informe identifica ejemplos de estos subsidios “perversos” e intenta comparar los beneficios económicos netos de las prácticas BAU y SEM sin dichos incentivos, como si se modificaran para no ofrecer incentivos por el agotamiento de los recursos naturales. Este enfoque ha llevado a la búsqueda de datos para comparar e interpretar, aunque en términos generales, correlaciones entre las prácticas políticas y de gestión y los valores económicos de los ecosistemas.

Recuadro 2.1. “Tira y afloja” político en la sustitución de BAU por SEM

El ruedo político generalmente es el terreno de lucha (a menudo prolongada) para poner fin a la era de BAU y establecer las condiciones adecuadas para SEM. Incluso cuando es el momento propicio para cambiar las condiciones económicas y ambientales, los actores con intereses opuestos van a impulsar programas políticos en áreas sucesivas de la empresa. Un momento clave (y manzana de la discordia) es el fin de las opciones para externalizar los efectos ambientales y los costos relacionados, con lo cual se elimina la práctica de tratar los SE como recursos gratuitos.

Para que SEM prospere, debe surgir un marco reglamentario que iguale las condiciones de modo que las empresas BAU no puedan simplemente continuar contaminando los cursos de agua o envenenando los campos expuestos al viento sin consecuencias. Otras políticas que favorecen a BAU en uno o en otro aspecto también se convierten en problemas, como las normas de tenencia de la tierra y los subsidios que favorecen la extracción de recursos forestales o las políticas que eximen a las empresas de tener éxito a partir de los daños provocados a otros.

2.2 MARCO ANALÍTICO: BAU Y SEM

En este Informe se utilizan dos conceptos genéricos como base para evaluar los valores económicos de los SE: prácticas habituales no sostenibles (BAU) y gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). Estos términos ya fueron presentados en la sección anterior; aquí se explica con más detalles la forma en que se usan estos conceptos para percibir el valor económico de los SE. En la parte III, cada análisis sectorial ofrecerá una explicación más detallada de BAU y SEM en términos de cómo se aplican los conceptos en cada contexto.

Se tomó la decisión de usar el término BAU en este Informe para simplificar el análisis y la presentación de las conclusiones. BAU no se refiere a todas las actividades actuales, sino a las que dañan o agotan los SE.

Cuadro 2.1. Prácticas típicas incluidas en BAU y SEM para el sector agrícola

(La parte III contiene detalles de los demás sectores)

PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES	GESTIÓN SOSTENIBLE DE ECOSISTEMAS
<ul style="list-style-type: none"> • Monocultivo 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas agrosilvícolas • Varios cultivos/ mayor diversidad de los cultivos • Selección de cultivos que son más resistentes al cambio climático (donde ello sea una preocupación) • Mantenimiento de variedades nativas y cultivares
<ul style="list-style-type: none"> • Uso intensivo de productos agroquímicos (pesticidas, fertilizantes) 	<ul style="list-style-type: none"> • Uso de fertilizantes orgánicos • Lucha integrada contra las plagas
<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas de irrigación intensiva con alta pérdida de agua 	<ul style="list-style-type: none"> • Conservación integrada de la tierra cultivable y el agua para <ul style="list-style-type: none"> • mitigar la erosión de la tierra cultivable • maximizar la captación y conservación del agua de lluvia
<ul style="list-style-type: none"> • Desmonte con resultado de pérdida del hábitat primario y la fertilidad de la tierra cultivable 	<ul style="list-style-type: none"> • Baja necesidad de insumos gracias a una mejor gestión de la fertilidad

BAU se caracteriza por centrarse en las ganancias a corto plazo (por ejemplo, menos de 10 años), la externalización de los impactos y sus costos y poco o ningún reconocimiento del valor económico de los SE.

En un escenario de SEM, el centro de atención está en las ganancias a largo plazo (10 a 20 años): el costo de los impactos se internaliza. Se evita la degradación de los SE, con lo que se genera la posibilidad de un flujo a largo plazo de bienes y servicios ecosistémicos. Las prácticas SEM tienden a apoyar la sostenibilidad de los ecosistemas, no por motivos ideológicos, sino más bien como una forma práctica y rentable de concretar ganancias a largo plazo.

En la actualidad, en ALC hay actividades productivas de ambos tipos en muchos sectores. Algunas actividades ya incorporan preocupaciones ambientales (SEM) para proteger a los SE que apoyan a sus procesos productivos; otras siguen usando los SE como un recurso (insumo) gratuito, sin preocuparse de su degradación o agotamiento (BAU). La comparación de los resultados de dichas experiencias proporcionará evidencia sobre la magnitud del valor de los SE. Las diferencias detectadas se tomarán como un indicador de los efectos de los SE.

Las dos definiciones se centran en los resultados genéricos de BAU o SEM. Aunque puede carecer de precisión, existe consenso en cada sector sobre los pasos que avanzan en la dirección de BAU o SEM. Por ejemplo, a pesar de que el concepto SEM no prescribe niveles exactos de aplicación de pesticida, queda claro que reducir el uso excesivo es un paso hacia SEM y lejos de BAU. De igual modo, las prácticas mejoradas de conservación de tierra cultivable en la agricultura, la menor captura incidental en la pesca, la explotación forestal con poco impacto en la silvicultura y el menor uso de agua en los hoteles turísticos son todos ejemplos de cambios marginales de BAU hacia SEM.

Los escenarios de BAU y SEM se elaboran en cada sector para presentar y comparar las prácticas de gestión BAU y SEM, así como sus

costos y beneficios. Asimismo, se proporcionan datos sobre las externalidades provocadas por las distintas prácticas de gestión BAU y SEM, como el efecto en la calidad del agua de la producción tradicional extensiva de ganado con respecto a los sistemas silvopastorales o las mejoras en la equidad que produce la inclusión de poblaciones locales en los planes de pago por servicios ambientales.

Cada capítulo identifica algunas prácticas SEM de bajo costo, pero con significativos beneficios económicos, incluidos los costos futuros evitados. Estos capítulos también identifican casos en los que las prácticas BAU son claramente más provechosas económicamente y, en consecuencia, no hay una justificación económica para cambiar a SEM. Sin embargo, la viabilidad económica de BAU se debe en ocasiones a los marcos de políticas que favorecen las prácticas (subsidios), en cuyo caso se hace un intento por identificar dónde un cambio de políticas haría más viable a SEM.

Recopilación de datos

Los análisis sectoriales se basan en datos económicos y ecológicos técnicamente sólidos de material publicado. Los estudios disponibles generalmente cuantifican un beneficio o costo específico sin comparar el beneficio neto en escenarios alternativos. Además de la reorganización de los datos existentes, tuvo especial importancia el encargo y desarrollo de estudios de casos de la región a fin de destacar ejemplos en que los costos de BAU y los beneficios de SEM están en aumento, lo que posiblemente motiva un cambio. Los enfoques de los grupos de trabajo sectoriales se mantuvieron similares a fin de poder uniformar las conclusiones.

La información extraída de los estudios existentes se organizó por sector y según las prácticas de gestión y sus interacciones con los SE y la biodiversidad. La mayor parte de los estudios y los datos provienen de la región, aunque se utilizaron ejemplos de fuera de ALC cuando eran transferibles o posiblemente aplicables a la región. El enfoque sectorial



que adoptó el Informe restringió, en cierta medida, la disponibilidad de estudios pertinentes, ya que la mayoría de los estudios de valoración se centraban en ecosistemas y no en sectores.

El Informe intentó recopilar datos sobre un conjunto de indicadores económicos, no solo los ingresos, con el fin de ilustrar los costos y beneficios. Ello incluyó el empleo generado, la producción, seguridad alimentaria, costos presupuestarios (por ejemplo, de los subsidios), ingresos tributarios

y los efectos en poblaciones marginadas y de bajos ingresos.

A lo largo del Informe, el uso de ejemplos locales fue central para la recopilación de datos; las semejanzas en las conclusiones de los datos provenientes de diferentes ubicaciones indican la transferibilidad y aplicabilidad de los datos en toda la región. Cuando es posible, el Informe identifica condiciones que sugieren la transferibilidad de los datos.

Limitaciones de los datos

El Informe busca organizar los datos de forma innovadora, en relación con el eje BAU-SEM. El Informe no busca generar investigación primaria, sus conclusiones se basan ampliamente en datos existentes. Gran parte de la preparación del Informe implicó encontrar datos publicados que pudieran incluirse en el enfoque deseado. Este ejercicio, aunque fue útil, también reveló importantes limitaciones de datos.

- 1) Muchos de los datos disponibles no diferencian los sistemas de gestión BAU y SEM y solo se centran en un servicio ecosistémico específico (como la biodiversidad en arrecifes como atractivo turístico).
- 2) Pocos estudios adoptan una perspectiva a largo plazo en la que se reflejan los costos totales de BAU o SEM. Escasean los análisis sobre qué tasas de descuento son suficientes para los proyectos dirigidos a aumentar la provisión de SE.
- 3) No se dispone de estudios similares para comparar y agregar datos; existen pocos datos de comparación entre SEM y BAU.
- 4) Solo una muestra limitada de actividades iniciales de SEM tiene datos cuantificados.
- 5) Pocos estudios destacan el papel de los insumos de SE con respecto a otros factores que influyen en los resultados.
- 6) No muchos estudios permiten el cálculo de cambios marginales en el resultado a partir de cambios marginales en los SE.
- 7) Son poco comunes los estudios que revelan umbrales, momentos clave y riesgo de irreversibilidad de la pérdida de los SE.



2.3 ESCENARIOS POSIBLES DE BAU Y SEM

Esta sección conceptualiza diversas formas en que los sectores dentro de un país pueden experimentar los costos y beneficios relacionados con los escenarios de BAU y SEM a través del tiempo. Los ingresos netos según las prácticas BAU y SEM se comparan gráficamente para mostrar de qué forma puede cambiar la rentabilidad en un sector.

Las figuras son escenarios generalizados que reflejan posibles situaciones según patrones que fueron descubiertos. Son un punto de referencia para los encargados privados y públicos de la toma de decisiones para considerar si BAU o SEM es el camino a largo plazo que es preferible seguir. Los ejemplos y los datos proporcionados en los capítulos de la parte III reflejan la realidad de varios de estos escenarios, que se producen en sectores específicos de los países de ALC.

Los gráficos también sugieren el tipo de dato necesario para tomar una decisión informada. Por ende, estos escenarios gráficos también sirven para evocar un programa de investigación necesario para recoger en su totalidad el valor de los SE y comparar los beneficios netos de BAU y SEM.

Explicación de los escenarios

A continuación se presentan siete escenarios que representan una comparación de BAU y SEM al interior de sectores, de acuerdo con las relaciones causales entre los resultados sectoriales y de los SE, así como también los impulsores de cambio como el comportamiento de las políticas y del mercado. Estos escenarios son generalizaciones amplias que enfocan la atención en los aspectos notables de la comparación entre BAU y SEM. Con datos específicos, los gráficos podrían ajustarse para recoger con más precisión la situación de un sector o una actividad productiva en particular o representar otros escenarios.

Cada gráfico adopta la perspectiva de un grupo familiar, una empresa o un ministro que decide hoy (tiempo = 0) sobre dos escenarios de gestión alternativos. La decisión se centra en los ingresos financieros netos anuales para los próximos años. Las curvas de los ingresos netos son ejemplos que proyectan el futuro desde la perspectiva de hoy, que se basa en las capacidades actuales del ecosistema. Claramente, las curvas pueden cambiar a medida que las condiciones evolucionen con el paso del tiempo en el escenario de gestión seleccionado. Por consiguiente, un encargado de la toma de decisiones no puede sencillamente esperar a cambiar de un escenario a otro en un punto en el tiempo posterior a lo largo de las curvas, aprovechando las condiciones BAU inicialmente favorables. En cambio, se debería proyectar una nueva curva en ese nuevo punto de partida. Cuando se haya seleccionado el escenario BAU y los costos externalizados se hayan acumulado, un cambio posterior de BAU a SEM puede ser más costoso o completamente imposible, como en el caso de una pérdida irreversible de los SE.

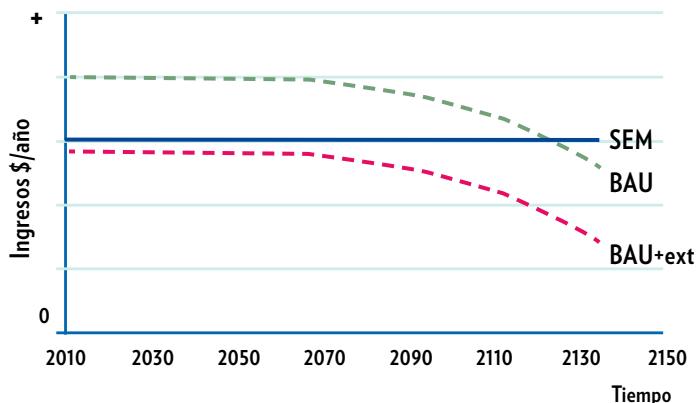
Las primeras dos figuras, 2.4 y 2.5, presentan la idea de una relación entre BAU y SEM que evoluciona con el tiempo. La figura 2.6 es sobre situaciones beneficiosas para todas las partes. Estas son circunstancias en las que la estrategia productiva de BAU se ha agotado y los rendimientos ya han disminuido, por lo que un cambio a SEM es favorable de inmediato. La figura 2.7 presenta umbrales de ecosistemas o momentos clave y la forma en que pueden afectar a los ingresos netos. La figura 2.8 abre la puerta a la incertidumbre en los ingresos netos, lo que puede ser muy distinto según el escenario productivo que se utilice. El cambio climático se usa para exemplificar una fuente de incertidumbre, pero hay muchas otras. De hecho, la incertidumbre es un factor en todas las estimaciones de los ingresos netos, pero solamente aquí se representa de forma explícita. Las figuras 2.9 y 2.10 presentan ejemplos de fuerzas de mercado y políticas públicas.

En las situaciones reales, en algunos casos la decisión de avanzar hacia SEM y alejarse de BAU va a ser muy clara. En otros, los riesgos de colapso del ecosistema acelerarán la decisión de avanzar hacia SEM. Pero mayormente, esta decisión requerirá un análisis cuidadoso de los beneficios netos descontados de las estrategias BAU y SEM a través de modelos; los encargados de la toma de decisiones no tendrán una opción única claramente superior. Entre los escenarios presentados, la comparación entre BAU y SEM dependerá del contexto porque las condiciones iniciales y las variables que afectan a las curvas como las que se muestran en estos gráficos pueden cambiar de una situación a otra.

EL PARADIGMA BAU: COSTOS EXTERNALIZADOS

En su forma más simple, el paradigma muestra ingresos netos de BAU que son constantes o que empiezan a disminuir ligeramente en un fecha posterior (figura 2.4). Los rendimientos para el modelo BAU están por sobre los de SEM en la mayor parte del horizonte de planificación. El descuento estándar de los ingresos netos privados, aunque se utilice una tasa de descuento muy baja, favorecerán a BAU, ya que SEM genera más ingresos netos que BAU solamente en un futuro muy distante.

Figura 2.4. BAU y SEM: Paradigma estándar



El argumento a favor de SEM y en contra de BAU se basa en la observación de que BAU se puede asociar con externalidades negativas que, si se toman en cuenta, modificarían la ventaja relativa de cada alternativa. Es decir, aunque BAU pueda tener sentido financiero desde

una perspectiva privada (la curva verde de BAU que pasa por sobre la curva de SEM), podría no tener sentido después de que se consideren las externalidades (es decir, la curva roja de BAU que va por debajo de SEM después de tomar en cuenta las externalidades negativas).

La perspectiva del encargado de la toma de decisiones es de suma importancia. Un beneficiario privado de los ingresos netos de BAU optaría por seguir esa alternativa en lugar de cambiar a SEM, a fin de beneficiarse de la externalización de costos, mientras que un funcionario público haría lo contrario. La curva roja de BAU en la figura 2.4 muestra los ingresos netos producto de BAU desde una perspectiva social, después de haber tomado en cuenta todos los costos externos. Si, como se muestra, la línea BAU menos las externalidades pasa por debajo de la curva de SEM, eso justificaría elegir SEM como base para la acción de las políticas públicas. El diagrama sugiere la necesidad de determinar todos los costos (es decir, los incurridos por el encargado privado de la toma de decisiones además de los costos ocultos asumidos por la sociedad como un todo) y los beneficios de BAU y SEM. Un análisis parcial puramente financiero podría inducir a error.

El análisis sectorial de la parte III identifica varias circunstancias en las que las curvas como las de la figura 2.4 pueden ser aplicables y útiles para predecir los costos y beneficios futuros para los sectores en ALC:

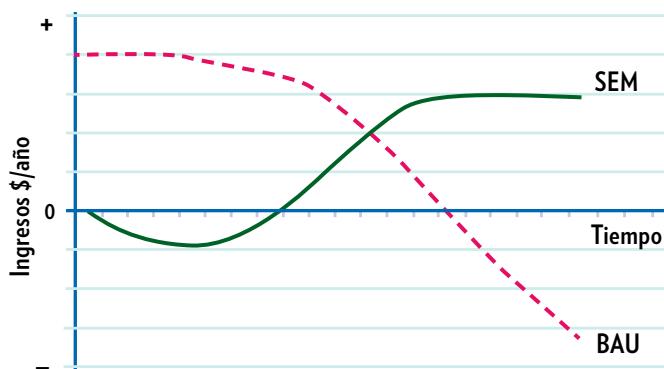
- El turismo en áreas como las playas del Caribe que experimentan caídas en las visitas debido a la degradación de las playas, arrecifes y otros activos naturales producto de la sobreexplotación según BAU.
- La sedimentación de los embalses hidroeléctricos (por ejemplo, Guri en Venezuela y Angostura en Costa Rica) debido al cambio del uso de la tierra aguas arriba y la consecuente erosión según BAU.
- La fertilidad de la tierra cultivable en disminución y los costos en aumento de los fertilizantes para tierras agrícolas según los sistemas de cultivo BAU.

En cada caso citado, las empresas BAU se mantienen rentables siempre que se puedan externalizar los costos de la degradación del ecosistema. Tomar esos costos en cuenta hace preferibles los enfoques SEM.

DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA EN EL CORTO PLAZO

Una situación distinta es la que se recoge en la figura 2.5, en la que los ingresos netos de SEM son mayores que los de BAU en un momento más cercano al presente. En este caso, las ganancias de BAU superan a las de SEM en el corto plazo, pero la degradación del ecosistema gradualmente las disminuye. Los ingresos netos de SEM son negativos en los primeros años, ya que los costos de las inversiones inmovilizadas tienen su precio. Aunque no siempre es el caso, se ha determinado que los costos inmovilizados son un factor obstructor para la adopción de tecnologías más limpias.

Figura 2.5. Patrones cambiantes de los ingresos netos de BAU y SEM



Claramente, los factores determinantes son la magnitud de las pérdidas en los primeros años y el tiempo necesario para que las ganancias de SEM superen a las de BAU. Se observa que no es necesario que BAU alcance ingresos netos negativos. Aunque las ganancias de BAU se mantengan positivas, podría ser que las ganancias netas descontadas de SEM superen a las de BAU.

Las políticas gubernamentales pueden dirigirse a los costos iniciales (por ejemplo, asistencia técnica) o promover un horizonte de planificación más largo (por ejemplo, acceso de bajo precio al crédito).

Un buen ejemplo de ingresos netos que se deterioran rápidamente bajo la gestión BAU es la cosecha excesiva de productos forestales no madereros (PFNM) como las nueces de Brasil (Bolivia) o las hojas de palmera (Guatemala). A medida que los productos se hacen más escasos bajo BAU, los recolectores se ven obligados a internarse más y más en el bosque y a cosechar en exceso. SEM requiere invertir en reorganización, capacitación y certificación; por ende, es probable que los ingresos netos de SEM sean negativos a corto plazo.

SITUACIÓN BENEFICIOSA PARA TODAS LAS PARTES

La figura 2.6 muestra una situación similar, pero una en la que la actividad productiva según BAU no puede generar ingresos positivos

hoy mismo. Si hubiera un cultivo o industria específica, incluso una alta tasa de descuento exigiría alejarse de las prácticas BAU, aunque la decisión de cambiar a SEM todavía depende de la magnitud de los costos de inversión iniciales, como se menciona anteriormente, los costos de la inversión inmovilizada y el acceso limitado al crédito podrían crear una fuerte inercia para permanecer en BAU a pesar de enfrentar pérdidas a corto plazo. A mediano plazo, a las empresas y la sociedad como un todo les iría mejor según SEM.

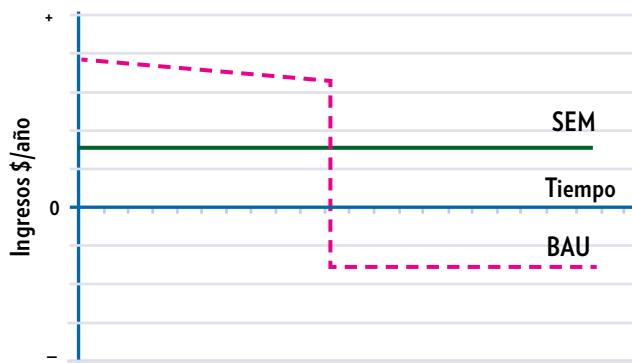
Un ejemplo de este tipo proviene de un estudio de caso en la pesca de la anchoveta peruana, en el que la carrera por pescar según los límites de captura de BAU llevó a una inversión excesiva en flotas pesqueras, un agotamiento de la población y costos de pesca mucho más altos por tonelada que llega a tierra. La fijación de cuotas de captura según SEM permite a las flotas reducir su tamaño, eliminar las embarcaciones menos eficientes, distribuir el esfuerzo en un período más largo y aumentar los retornos de la inversión de forma drástica. Fue necesario hacer inversiones iniciales pequeñas para la transición (readiestramiento y remuneración para los trabajadores desplazados y el establecimiento de una capacidad de supervisión y aplicación).

En otros casos, los pequeños barcos pesqueros de las pesquerías sobreexplotadas con BAU se convirtieron en paseos guiados de buceo y pesca como la alternativa SEM, después del reacondicionamiento, capacitación y certificación iniciales. Los ingresos netos pronto ascendieron por sobre lo que se habría obtenido al mantenerse en la competencia pesquera.

UMBRAL DEL ECOSISTEMA E INGRESOS PERDIDOS

La figura 2.7 también muestra una situación en la que los ingresos netos bajo BAU rápidamente quedan atrás de los posibles ingresos netos bajo SEM. El gráfico representa la posible consecuencia de que los ecosistemas se derrumben de pronto o que caigan en un estado en que el sistema ya no es capaz de sostener la producción. Como ya se mencionó, incluso el riesgo de estar cerca de ese umbral podría bastar para justificar un giro hacia SEM, aunque los ingresos netos actuales todavía sean altos bajo BAU.

Figura 2.7. El umbral del ecosistema lleva a un colapso total



Algunos ejemplos de sectores productivos que parecen haber cruzado el umbral son los siguientes:

- Producción de cultivos después de la conversión de la pluviselva o la deforestación en zonas marginales de América Central o el Amazonas, en los que la fertilidad inicial relativamente alta (producto de la broza quemada y en descomposición) puede esencialmente desaparecer después de uno a tres ciclos de cosecha.
- Salinización de las reservas de aguas subterráneas debido al excesivo bombeo de agua para riego o para urbanización.
- El colapso de las plantaciones de banano en la costa sur del Pacífico de Costa Rica, donde la acumulación de residuos de fungicida en la tierra cultivable llevó al colapso de los SE relacionados con la fertilidad y de la industria misma.

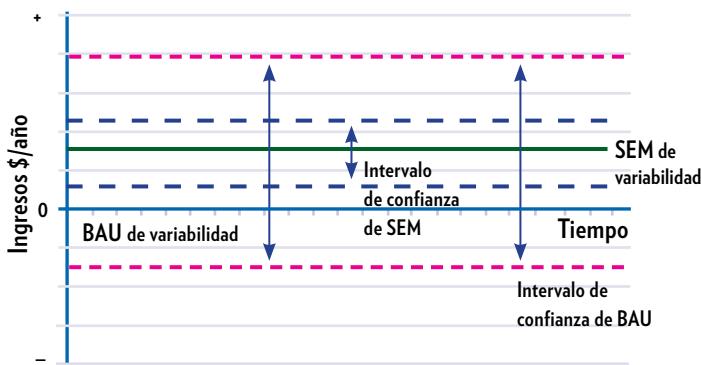
LA INCERTIDUMBRE COMO UN FACTOR

Hasta el momento, este enfoque gráfico ha servido para presentar los ingresos netos promedio a través del tiempo. En el contexto de la incertidumbre, al igual que ante un cambio climático, trabajar con cálculos aproximados promedio probablemente será insuficiente, debido a que los agentes económicos responderán a la incertidumbre tomando medidas para sostener la producción. La figura 2.8 muestra una situación en la que los ingresos netos promedio son mayores que en un escenario BAU, pero sujetos a una incertidumbre mucho más alta. Los actores económicos con aversión al riesgo o a las pérdidas podrían favorecer una menor incertidumbre, incluso a costa de aceptar ganancias esperadas menores. Según este escenario construido, se debería demostrar que los insumos artificiales y los naturales bajo SEM son más resistentes a la variación del cambio climático que los de BAU. Es probable que surjan situaciones de este tipo en la comparación de las opciones agroforestales de SEM con la producción de cultivos comerciales de mayor rendimiento, pero menos diversa y más vulnerable de BAU.

FUERZAS DEL MERCADO

Los escenarios anteriores han destacado el deterioro del ecosistema como la principal razón para los ingresos netos tambaleantes

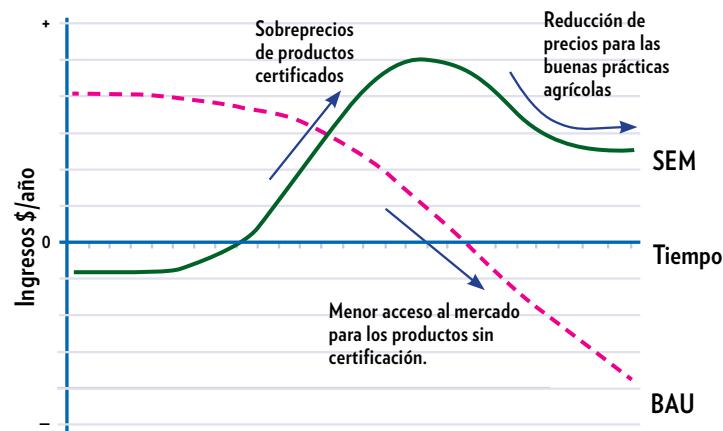
Figura 2.8. Incorporación de la incertidumbre



METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS ECONÓMICO

según BAU. Sin embargo, las fuerzas del mercado, por ejemplo, un giro en las preferencias del consumidor por productos “ecológicos”, pueden alterar también el equilibrio entre BAU y SEM. La figura 2.9 representa una situación en que las preferencias del consumidor por productos certificados aumentan los ingresos de bienes producidos según SEM, pero solo hasta un punto, después del cual el precio superior de mercado se reduce y la certificación se transforma en un requisito de acceso al mercado. Los precios altos todavía se pueden observar en el caso de verduras y frutas orgánicas, pero en el caso de la madera certificada, el mercado ya está probablemente en la última etapa del gráfico. Los aumentos de los ingresos también se derivan de ganancias en eficiencia gracias a mejores prácticas agrícolas. Los ingresos netos de BAU disminuyeron porque la demanda y los precios de los productos del campo certificados cayeron.

Figura 2.9. Preferencias cambiantes del consumidor: Las fuerzas del mercado aumentan la ventaja relativa de SEM

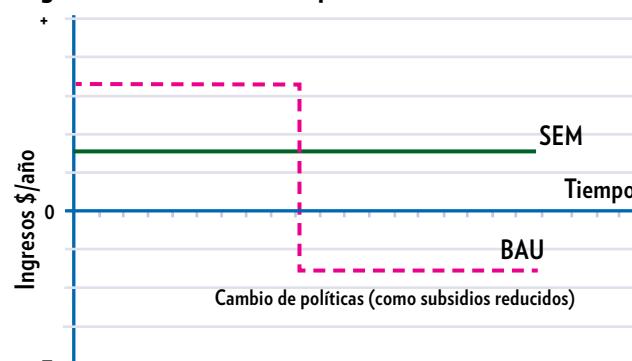


INCORPORACIÓN DE INSTRUMENTOS POLÍTICOS EN LOS ESCENARIOS CONSTRUIDOS

Hasta el momento, estos gráficos han presentado situaciones en que los ingresos netos según SEM o BAU se relacionan con el deterioro del ecosistema o las decisiones de inversión privada.

Claramente, los gobiernos pueden establecer incentivos y otras condiciones para cambiar el equilibrio a favor de BAU o SEM. Por ejemplo, la figura 2.10 muestra una situación en que se incorpora una

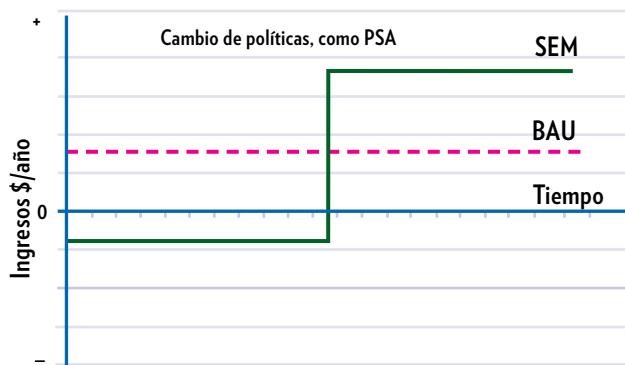
Figura 2.10. Cambio de políticas: Desalentar BAU



política que reduce la rentabilidad de BAU. Esto podría ser la eliminación de subsidios “perversos” que favorecen las prácticas BAU (como los subsidios para la adquisición de combustible o barcos pesqueros en pesquerías sobreexplotadas o productos agroquímicos subsidiados para los planes de cultivos industriales). Otros ejemplos incluyen la incorporación de una fijación de precios a los recursos naturales como insumos de las actividades productivas o el uso de impuestos ecológicos para corregir las externalidades negativas (por ejemplo, un impuesto sobre las emisiones, la eliminación de subsidios al combustible para los barcos pesqueros en Galápagos).

Una estrategia alternativa sería impulsar SEM con el uso de políticas que aumenten las ganancias de las estrategias de gestión más limpias o más sostenibles, o que faciliten la transición hacia las mismas. Un ejemplo ampliamente conocido es el uso de pagos para SE y de acceso subsidiado al crédito que conduce a inversiones ecológicas. La figura 2.11 reproduce esta situación.

Figura 2.11. Cambio de políticas: Impulsar a SEM



Por ejemplo, Brasil presentó en febrero de 2010 una línea de crédito favorable centrada en la reestructuración de la industria turística para cambiar de BAU a SEM. Esta política puede producir un cambio en los ingresos netos relativos de SEM y BAU, y de este modo favorecer a SEM.



escenario BAU, puede ser imposible cambiar a SEM en el momento en que aparezca evidencia que apoye el cambio.

En segundo lugar, las comparaciones entre BAU y SEM pueden complicarse si la calidad de los ecosistemas y sus servicios cambian abruptamente a pesar de la presión en aumento, a medida que su capacidad de resistencia se vuelve tensa. Por lo general, los ecosistemas se caracterizan por umbrales tras los cuales el sistema normalmente se convierte en un estado alternativo, normalmente improductivo (por ejemplo, la desertificación). La mayoría de los ecosistemas pueden sufrir períodos de escasez de agua sin perder su capacidad de generar SE o de recuperarse una vez que el agua vuelva a aparecer. Pero si se cruza un umbral de suministro de agua, el ecosistema puede transformarse en un desierto, con cambios que hacen que sea imposible o extremadamente costoso que el sistema vuelva a un estado original, incluso si el agua comienza a abundar. El calentamiento global proporciona otros ejemplos de los cambios que suceden de una manera no lineal.

A medida que se presionan los límites de los ecosistemas naturales hacia los extremos, aparecen más datos acerca de los beneficios asociados con SEM y los costos que surgen a partir de BAU. El calentamiento global y la deforestación del Amazonas son precedentes que deben analizarse desde la perspectiva de la incertidumbre acerca de los beneficios netos de los escenarios alternativos, los momentos clave y los cambios irreversibles.

2.4 INFORMACIÓN, INCERTIDUMBRE E IRREVERSIBILIDAD

Ciertos ecosistemas presentan cambios rápidos, impredecibles y, a veces, irreversibles. Existe una falta de conocimiento acerca de la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, y la importancia de los SE. A medida que ingresa nueva información al análisis de costo-beneficio de SEM en comparación con BAU, es posible que cambie el equilibrio entre ambos. Desafortunadamente, si algunos ecosistemas se están perdiendo de manera irreversible debido al desarrollo en el

CAPÍTULO 3.

EL PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS ECOSISTEMAS EN EL CRECIMIENTO Y LA EQUIDAD

Andrew Bovarnick¹¹ y Francisco Alpizar¹²,
con el apoyo de Celia Harvey¹³ y Fabrice DeClerck¹⁴

Este capítulo explica los patrones de crecimiento económico y equidad en América Latina y el Caribe (ALC), el papel económico de los sectores analizados, y el papel de SE en estos sectores. Por lo tanto, el capítulo destaca el papel de SE en el crecimiento económico y equidad de ALC. Luego, el capítulo continua enmarcando a los impulsores de la pérdida de los SE, y el papel de la gobernanza y los mercados para influenciar las actividades económicas que afectan a los SE.

3.1 TENDENCIAS GENERALES EN EL CRECIMIENTO ECONÓMICO Y LA EQUIDAD EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE¹⁵

La CEPAL calcula que, después de seis años de crecimiento continuo, el PIB de ALC se redujo en un 1,8% en 2009. Esta caída representa una disminución del PIB per cápita de un 3,1%, que tendrá su precio en el mercado laboral. El impacto social de la actual crisis mundial de los países de América Latina varía ampliamente. Entre los efectos se encuentra un alza del desempleo y del empleo informal, la pobreza, la indigencia y el riesgo de caer en la pobreza, con problemas para sustentar la expansión del gasto social. Se espera que la tasa de desempleo en la región aumente desde un 7,5% en 2008 a aproximadamente un 9% en 2009.

Sin embargo, la región está en mejor situación para reaccionar ante la crisis que en desaceleraciones económicas anteriores. Esto no solo se debe a sus propios esfuerzos en la gestión fiscal prudente y el control de la inflación, sino también al hecho de que en el período 2002-2008 la región se benefició de una situación económica internacional favorable. Esto cambió de forma drástica. Como resultado, los niveles de pobreza, los gastos de previsión social y la distribución de los ingresos pueden verse afectados.

La tasa de pobreza entre la población de la región fue de un 33% (180 millones) en 2008, además de un 13% (71 millones) en extrema pobreza. El descenso en la tasa de pobreza desde 2007 a 2008 (1,1%), es significativamente menor al 2% de disminución anual pro-

medio desde 2002 a 2007. La principal razón del empeoramiento de la extrema pobreza fue el alto precio de los alimentos, lo que produjo un veloz incremento en el costo de la canasta básica de alimentos.

Sin embargo, las cifras actuales generales representan una mejora en comparación con el año 2002 y las dos décadas anteriores. No solo las actuales tasas de pobreza son muy inferiores a aquellas que se registraron en 1990, sino que, en términos absolutos, la cantidad de pobres ha disminuido en 20 millones. Entre 1980 y 1990, la tasa de pobreza también disminuyó considerablemente, aunque a un grado insuficiente para compensar la alta tasa de crecimiento de la población durante ese período.

La desaceleración producto de la crisis internacional está afectando la dinámica de las economías de ALC en el contexto global. La demanda más débil de bienes exportados por la región y una reducción de las remesas de emigrantes, son factores que tendrán tendencia a menoscabar la demanda agregada en los países de la región, y por consiguiente amenazarán el progreso que se ha logrado en la reducción de la pobreza. También podría aumentar la pobreza y la indigencia en las economías donde el empleo y las ganancias de los hogares con menores ingresos están listos para descender. Cualquier aumento de tal índole, aunque modesto, prolongaría la tendencia negativa que comenzó en 2008 y que terminó con un período de cinco años de descenso de la pobreza.

En cuanto a la equidad, mientras la región permanece excesivamente desigual, los indicadores reflejan el descenso de la desigualdad que predominaba en varios países entre 2002 y 2007. El índice de Gini aumentó en un 4% durante ese período. Siete países tuvieron

11 Economista líder de recursos naturales, PNUD.

12 Coordinador e investigador, Programa de Investigación en Ambiente y Desarrollo para América Central - CATIE.

13 Vicepresidenta, Global Change and Ecosystem Services, Conservación Internacional.

14 Ecólogo paisajista y de comunidades, CATIE.

15 Contribución de la CEPAL para este informe, 2010.

una importante disminución del índice de Gini. Argentina, Venezuela, Nicaragua, Perú, Panamá, Paraguay y Bolivia. Los únicos países donde la concentración de los ingresos aumentó durante este período fueron Colombia, Guatemala y República Dominicana.

Una comparación a largo plazo muestra que los niveles de desigualdad son los menores que se han registrado desde principios de la década de 1990. A pesar de ese progreso, la concentración de los ingresos en América Latina se mantiene entre las más altas del mundo.



Recuadro 3.1. Recesión económica global y los impulsores de la gestión de ecosistemas

Los efectos de la crisis financiera en la protección de ecosistemas no son claras, lo que depende de varios factores que interactúan en direcciones opuestas. Por un lado, una baja en los ingresos fiscales (en América Latina y especialmente en países desarrollados) disminuirá la disponibilidad de protección ambiental y la gestión de recursos naturales, tanto nacional como internacionalmente. Los presupuestos ambientales del sector público fluctuaron ampliamente en la década de 1990. La situación se agrava debido a un cierto grado de fragilidad y una falta de continuidad entre las instituciones ambientales. En términos generales, los déficits y la necesidad de generar fondos para cumplir las obligaciones externas han llevado a que se realicen recortes presupuestarios que afectan en gran medida los resultados ambientales (CEPAL-PNUD 2002)¹.

Por otro lado, la desaceleración económica y la consiguiente reducción de la demanda por materias primas por parte de los países desarrollados disminuyen las presiones sobre el ambiente, especialmente aquellas que se relacionan con la deforestación por la expansión de las actividades agrícolas y ganaderas². Durante el primer semestre de 2009, las exportaciones de productos agrícolas descendieron a un 17%. En el mismo período, el valor de las exportaciones regionales se redujo en 31% en comparación con 2008, con un descenso de un 15% en el volumen y un descenso de 18% de los precios (CEPAL 2009b).

1 Por ejemplo, durante la crisis económica de 2001 en Argentina, los recortes de gastos ambientales públicos alcanzaron un 43%.

2 Como resultado de la crisis financiera mundial, las emisiones de gases de efecto invernadero de países desarrollados muestran reducciones significativas.

Recuadro 3.2. Definiciones del CDB

Diversidad biológica es la variabilidad entre organismos vivientes de todas las fuentes, entre los que se encuentran ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte, además de la diversidad dentro de las especies, entre las especies y de los ecosistemas.

Ecosistemas son un complejo dinámico de comunidades de plantas, animales y microorganismos y su ambiente no vivo que interactúa como una unidad funcional.

(Artículo 2 del **Convenio sobre la Diversidad Biológica**)

3.2 LA IMPORTANCIA DE LOS SECTORES BASADOS EN RECURSOS NATURALES EN LAS ECONOMÍAS DE AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Esta sección proporciona una breve descripción de los sectores que se analizan en este informe y su importancia correspondiente en las economías nacionales y en ALC. Los sectores analizados son aquellos con un alto nivel de dependencia en los recursos naturales renovables y, por lo tanto, en la biodiversidad y los ecosistemas.

Agricultura: En toda la región, el sector agrícola realiza importantes contribuciones al PIB, a los ingresos por exportaciones, al empleo y al sustento en zonas rurales. Su contribución al PIB durante el período 2000-2007 promedió 9,6% en la región, mientras que las exportaciones agrícolas representaron el 44% del valor total de las exportaciones de la región en 2007. Para algunos países, las exportaciones agrícolas superaron el 80% de las exportaciones totales de materias primas (por ejemplo, Panamá, Paraguay y Nicaragua). Entre las cosechas para exportación importantes de la región se encuentran los bananos, la soja, el café y el azúcar de remolacha. Aproximadamente un 9% de la población trabaja en el sector agrícola y la agricultura es una fuente principal de ingresos para los hogares rurales.

Pesca: El sector pesquero es importante económicamente en ALC, ya que contribuye al PIB, a la seguridad alimentaria, al empleo, al ingreso nacional, a las ganancias en divisas y los ingresos fiscales. En términos absolutos, Chile, México, Colombia y Brasil, cada uno, proporcionaron más de \$2.000 millones de la pesca; Venezuela, Panamá, Argentina, Guyana y Perú, más de \$100 millones en 2004 (Catarci 2004). En términos relativos, la pesca es importante a nivel nacional en una amplia gama de países de ALC y contribuye con más del 1% del PIB en al menos 10 países. La pesca es especialmente importante para el sustento de los pobres en las regiones costeras.

Sector forestal: En promedio, en ALC las actividades forestales y de procesamiento relacionadas contribuyen un 2% al PIB. Desde 1990 a 2006, la

parte del PIB producto de las actividades forestales en ALC aumentó de \$30.000 millones a \$40.000 millones, alza que provenía principalmente de la producción de madera en rollo. En términos de generación de empleos, la FAO (2008) publicó el número de personas empleadas en actividades relacionadas con la madera en rollos y el procesamiento de pulpa, papel y madera en 1,5 millones en 2006, o un 0,75% del empleo total en ALC. La región es el hogar del Amazonas, el bosque tropical más grande del mundo y el bioma con la mayor diversidad biológica, y de otros tipos de bosques tropicales y temperados, sabanas y biomas semi áridos. Además de su contribución al PIB, los bosques tienen un potencial importante para generar una producción económica continua con base en los SE, desde agua, fibra, secuestro del carbono, PFNM y atracciones turísticas.

Turismo: La contribución del sector turístico al PIB en ALC como un todo, varía de un 2% en los países más grandes de América del Sur hasta casi un 20% en el Caribe, con América Central oscilando en medio de ambas cifras. Las tasas de crecimiento en ALC que promedian un 8% han aventajado sistemáticamente las tasas de crecimiento de América del Norte y del resto del mundo durante 15 años. El Caribe, conocido por su turismo BAU, ha tenido una baja en las tasas de crecimiento en los años recientes. El sector es un empleador importante, especialmente en el Caribe, donde absorbe entre un 5% y un 19% de la fuerza laboral.

Áreas protegidas: Las reservas marinas y terrestres proporcionan SE cruciales a cada uno de los sectores mencionados. Estos servicios incluyen la provisión de agua limpia para irrigación, energía hidroeléctrica y consumo urbano; zonas restringidas en las que la biodiversidad se puede reconstruir y las especies pescadas o cazadas en exceso pueden repoblar las zonas adyacentes; y opciones de ingreso provenientes de concesiones, tarifas e impuestos relacionados con la actividad forestal y el pago por servicios ambientales. Los mercados ecológicos crecientes brindan oportunidades importantes a negocios relacionados con las áreas protegidas (AP). Por medio del turismo basado en la naturaleza, las AP han producido empleo, desarrollo local y prosperidad a sitios lejanos, mientras contribuyen al PIB, ingresos fiscales y ganancias en divisas. Bajo SEM, las AP pueden impulsar la mitigación de la pobreza y la equidad: se ha proporcionado oportunidades a las mujeres, las comunidades rurales y los pueblos indígenas para lograr autoabastecimiento.

Servicios hidrológicos: El sector del agua no es un sector económico formal. No obstante, el acceso a suministros de agua limpios y seguros, y a su utilización en la generación hidroeléctrica proporciona insumos vitales a los hogares, la industria, los agricultores y los ecosistemas. Esto respalda el desarrollo económico, así como la salud humana y la calidad de vida. Un suministro confiable y de alta calidad es vital para la competitividad industrial de la región. El agua de bajo costo, proveniente de flujos naturales e instalaciones de almacenamiento, le permite a los agricultores entregar una gran gama de productos agrícolas para uso comercial y local. Finalmente, el agua limpia y abundante en arroyos, ríos y lagos proporciona un hábitat y funciones de apoyo, esenciales para la biodiversidad y la vida silvestre, que a cambio contribuyen a las actividades recreativas crecientes. El mantenimiento de estos servicios hidrológicos es esencial para SEM.

Recuadro 3.3. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM), comenzó en 2001, luego de una llamada del Secretario General de las Naciones Unidas, Kofi Annan. Su objetivo era “*evaluar las consecuencias del cambio de los ecosistemas para el bienestar humano y la base científica para la acción necesaria para potenciar la conservación y el uso sostenible de aquellos sistemas y su contribución al bienestar humano*” (EM 2005b).

La EM aprovechó la documentación científica existente y la experiencia de más de 1.300 expertos en más de 70 naciones, y fue el primer intento por parte de la comunidad científica de describir y evaluar toda la gama de servicios que derivan de la naturaleza. Las evaluaciones de los SE trascendieron sectores, incluyeron las perspectivas de las ciencias naturales y sociales y se realizaron tanto a nivel global como subglobal (evaluaciones subglobales, ESG); las ESG incluyeron estudios locales, nacionales y regionales. Los principales usuarios deseados eran las convenciones internacionales relacionadas con ecosistemas, las instituciones regionales, las organizaciones de la ONU, los gobiernos nacionales, la sociedad civil y el sector privado (Wells, Grossman y Navajas 2006).

La EM descubrió que un 60% de los 24 SE que se investigaron se estaban deteriorando y solo cuatro estaban aumentando su capacidad de estimular el bienestar humano. De manera más preocupante, la evaluación identificó un parecido creciente del cambio no lineal, es decir acelerado o abrupto dentro de los ecosistemas, por ejemplo, aparición de enfermedades, surgimiento de poblaciones de plagas sin control, el desplome de la pesca, zonas muertas en aguas costeras y el cambio climático regional, solo por nombrar unos pocos (Wells, Grossman y Navajas 2006). Las consecuencias de ese tipo de cambios para el bienestar humano son inciertas.

3.3 DEFINICIÓN DE BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los sectores analizados dependen de los recursos naturales renovables. Estos recursos generan resultados: cosechas de alimentos, productos de la madera, recolección de peces e ingresos turísticos, entre otros. Estos resultados sectoriales absorben insumos de muchas clases. Muchos son fabricados por el hombre: construcción de capital, bienes como fertilizantes y pesticidas, tecnologías y conocimiento.

Otros insumos son de origen natural, que se llaman, de forma genérica, SE. (Los tipos de SE se analizan más adelante).

La biodiversidad es fundamental para la salud de la mayoría de los SE y cumple un papel importante en el mantenimiento de la resistencia de un ecosistema, que se define como la capacidad para devolverlo a su estado original luego de una perturbación. Desde una perspectiva antropocéntrica, la resistencia es la capacidad que tiene un sistema para soportar un impacto y aún así mantener su capacidad básica para proporcionar SE que son fundamentales para el bienestar humano (Holling 1973; Walker y Salt 2006). Mientras un sistema posea más diversidad biológica, mayor será la disponibilidad de estructuras y funciones alternativas que pueden apoyar o reemplazar aquellas que se debilitaron tras un impacto, asegurando la continuidad de los SE.

Visión general de los servicios ecosistémicos

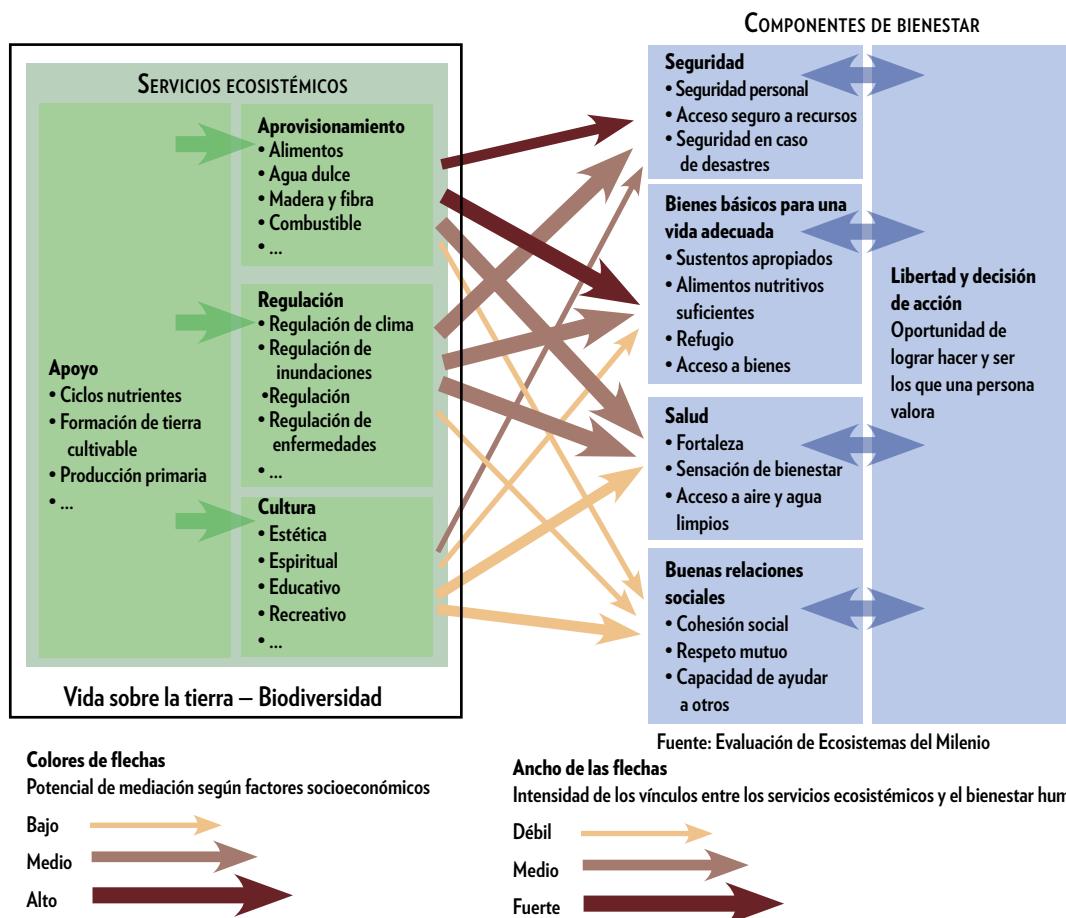
La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM 2005a) proporciona un marco para ayudar a identificar los SE. La lista incluye servicios tales como cadenas alimentarias, agua, madera y PFNM, servicios de regulación que afectan el clima, las inundaciones, las enfermedades, los residuos y la calidad del agua, los servicios culturales que proporcionan beneficios recreativos, estéticos y espirituales, y el apoyo de servicios tales como la formación de tierra cultivable, la fotosíntesis y el ciclo de los nutrientes. Los SE provienen de la biodiversidad, tanto nativa como gestionada de una región. Por lo general, para que un flujo de recursos se considere como un servicio, debe producir directa o indirectamente un mayor bienestar

humano. De forma conceptual, los ecosistemas biodiversos saludables generan mayores cantidades de flujos de SE, de mejor calidad y más estables a través del tiempo. La figura 3.1 destaca los vínculos entre los SE y el bienestar humano.

La actividad principal de muchos de los sectores que se analizan en la Parte III es la gestión de ecosistemas producidos por el hombre (por ejemplo, un bosque o una plantación de caña de azúcar, la reserva de pesca o un arrecife artificial) para maximizar la producción de madera, alimentos, fibras, visitas turísticas y otros sistemas de producción económica con base biológica, grandes y pequeños. En el proceso, dependen de una variedad de servicios de regulación, tales como la fertilidad de la tierra, la polinización y el control natural de plagas (EM 2005a, NRC 2005). Estos servicios de apoyo y de regulación determinan la capacidad biofísica subyacente de los ecosistemas producidos por el hombre (Wood *et al.* 2000). Los SE, por lo tanto, sirven como insumos para los sectores productivos. Algunos de estos servicios pueden sustituirse por insumos producidos por el hombre (por ejemplo, fertilizante, trabajos de mitigación de inundaciones). Sin embargo, en algunos casos es posible no realizar una sustitución, lo que hace que estos SE no solo sean insumos, sino también instalaciones irremplazables de mantenimiento de la vida para actividades productivas.

Las siguientes secciones resumen los tipos de SE que los sectores analizados en este informe proporcionan y a la vez reciben.

Figura 3.1. Biodiversidad, servicios ecosistémicos y bienestar humano



Aprovisionamiento

Los servicios de aprovisionamiento son de dos tipos: 1) los productos que las personas obtienen directamente de los ecosistemas (a menudo de aquellos que son artificiales), como alimentos, combustibles, fibras, agua dulce y recursos genéticos (EM 2005a); y 2) aprovisionamiento natural de insumos de sistemas de producción económica, que apropian indirectamente a los humanos pero que subyacen sus capacidades productivas. Algunos ejemplos de este segundo tipo son las cadenas alimentarias que suministran reservas de pesca, las precipitaciones que hacen crecer las cosechas y los miradores que atraen a los turistas. El mantenimiento de ambos tipos es vital para el bienestar humano.

Servicios de regulación

Los servicios de regulación son aquellos que se obtienen del equilibrio de los procesos de los ecosistemas, tanto en los ecosistemas naturales como en los artificiales. Entre ellos se encuentran el mantenimiento de la calidad del aire, la regulación del clima, el control de la erosión, el control de plagas y enfermedades, y la purificación del agua (EM 2005a). Los servicios de regulación son quizás la clase más variada de SE, y son proporcionados por ecosistemas naturales y ecosistemas producidos por humanos, y para el uso de dichos ecosistemas. Los paisajes productivos son afectados por la dinámica de la población de los polinizadores, las plagas y sus enemigos, los agentes patógenos y los productos de la vida silvestre y otros PFNM, así como también las fluctuaciones de la pérdida de tierras cultivables, la calidad y el suministro del agua, las emisiones de gases de efecto invernadero y el secuestro de carbono, a los que dichos paisajes también contribuyen. Algunos ejemplos:

La mitigación de tormentas y la regulación de inundaciones son servicios ecosistémicos que involucran a todos los sectores, desde el agrícola y el forestal hasta el sector turístico y las AP. Las tierras agrícolas y los bosques pueden paliar las inundaciones por medio del almacenamiento de agua y el retraso del desagüe, o pueden aumentar el daño si la erosión de las tierras aumenta la sedimentación y la compactación disminuye la infiltración y aumenta las tasas de descenso del flujo, lo que contribuye a inundaciones locales y riesgo de desastres río abajo. Del mismo modo, los paisajes circundantes, como los bosques río arriba, los manglares costeros y las AP, absorben y dispersan la energía de las tormentas y proporcionan servicios de regulación a muchos sectores. La gestión deficiente de las tierras agrícolas y paisajes de apoyo (tales como las cabeceras de ríos y los humedales) pueden contribuir a la pérdida de cosechas e infraestructura. La infraestructura hidroeléctrica y de irrigación es vulnerable a la sedimentación, al igual que los arrecifes de coral y otros hábitats clave.

La regulación del clima es un SE fundamental para la agricultura, la actividad forestal y la pesca. La temperatura favorable y los regímenes de precipitación (microclimas) confieren ventajas a las granjas, las condiciones estables son importantes para las plantaciones de árboles a largo plazo y las reservas de peces. Las áreas turísticas también

dependen de climas favorables. La continuidad de climas estables y apropiados depende de la regulación atmosférica que está influida por el funcionamiento de los ecosistemas.

Regulación de plagas y enfermedades: Las bacterias, los hongos, los artrópodos y los vertebrados son importantes tanto por el daño causado por algunos de ellos, como por los vitales servicios de control que otros proporcionan. Ellos descomponen los residuos, reciclan nutrientes, reducen el contagio, suprimen el daño causado por las plagas y mejoran el rendimiento, a la vez que contribuyen a los equilibrios ecológicos a largo plazo que retardan la aparición de nuevas plagas (Zhang *et al.* 2007).



Servicios de apoyo

Los servicios de apoyo son aquellos necesarios para producir otros SE, tales como producción primaria, liberación de oxígeno y formación de tierra cultivable (EM 2005a). Entre los servicios de apoyo se encuentran la estructura y la fertilidad de la tierra cultivable, la polinización, el ciclo de nutrientes, la producción primaria y el crecimiento y reproducción de organismos vivientes.

Estructura y fertilidad de la tierra cultivable: La tierra cultivable cada vez es más reconocida como una fuente de múltiples funciones que proporciona SE adicionales, tales como la purificación del agua, la biodiversidad, un sumidero de carbono y otros servicios (Montanarella 2008). Los SE derivados de la formación de tierra cultivable se relacionan con el mantenimiento de la productividad de las cosechas en tierras cultivadas y con la integridad y el funcionamiento de los ecosistemas naturales (de Groot *et al.* 2002).

La polinización es más importante para la agricultura pero también para la actividad forestal. La producción de un 75% de las cosechas más importantes del mundo y un 35% de los alimentos depende de la polinización animal (Klein *et al.* 2007). La polinización de vectores naturales mejora la productividad y, en algunos casos, la calidad del producto.

Ciclos de nutrientes: La agricultura y la actividad forestal dependen del reciclaje continuo de 30 a 40 elementos químicos. Muchos aspectos de los ecosistemas naturales facilitan los ciclos de nutrientes en las escalas local y mundial. Por ejemplo, los organismos de la tierra cultivable descomponen la materia orgánica con lo que liberan nutrientes para el crecimiento de las plantas, en el agua subterránea y en el aire. La migración de insectos, aves, peces y mamíferos ayuda a trasladar nutrientes entre ecosistemas. Los SE derivados de los ciclos de nutrientes están vinculados con el mantenimiento de la tierra cultivable, la producción primaria y la regulación de los gases, el clima y el agua (de Groot *et al.* 2002).

Producción primaria, crecimiento y reproducción: La captura de energía, que ejecuta la química de los seres vivientes, y la población de especies elegidas como objetivo que aumentan y se reproducen (ya sean cosechas, árboles, reservas de peces y otros) son la base de toda la producción económica de los recursos naturales biológicos.

Recuadro 3.4. El papel de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad en la adaptación a las estrategias relativas al cambio climáticos¹

Se ha puesto mucha atención al papel funcional de la biodiversidad para la producción y los servicios de apoyo, pero en términos de adaptación al cambio climático, hay que centrarse en los servicios de regulación.

La mayoría de los modelos de cambio climático prevén un aumento en el rigor de los sucesos del clima en la forma de tormentas o sequías, dependiendo de la ubicación. La mayor preocupación de la sociedad humana debe ser la comprensión de cómo los servicios de regulación de biodiversidad pueden aprovecharse para reducir los impactos de estos extremos. Los ecosistemas proporcionan servicios de regulación esenciales que disminuyen la incertidumbre ambiental y mejoran la resistencia y la capacidad de recuperación ante perturbaciones. La estabilidad (la homeostasis a nivel de ecosistemas) es un producto de múltiples SE que aumentarán su importancia a medida que el cambio climático se manifiesta. La relación entre biodiversidad y estabilidad se conoce como hipótesis de cartera, debido a su parecido con las carteras financieras diversificadas. La biodiversidad adaptativa no solo representa la preservar de los SE actuales, sino también conservar las especies de reserva que pueden surgir en caso de que las especies clave se pierdan debido al cambio climático.

Los huracanes proporcionan un excelente ejemplo del papel de los SE en la adaptación al cambio climático. La frecuencia y la intensidad crecientes de las tormentas se prevén como un efecto principal del cambio climático, con impactos potencialmente devastadores en América Central y el Caribe. El Huracán Jeanne azotó Haití en septiembre de 2004 dejando más de 2.000 personas muertas o desaparecidas, mientras que la República Dominicana adyacente corrió con mucha mejor suerte. Haití, originalmente deforestado por el monocultivo de café y caña de azúcar, ejemplifica el colapso del ecosistema, con solo un 3% de su tierra correspondiente a extensiones de bosques, en comparación con un 28% en República Dominicana. No quedaron ecosistemas naturales para amortiguar el impacto del huracán en Haití. Los países desarrollados no son menos inmunes a tales preocupaciones. El Huracán Katrina asentó un gran golpe social, económico (estimado por algunos en más de \$82.000 millones) y político a Estados Unidos. En ambos casos, los ecosistemas estratégicamente ubicados y gestionados, los bosques en Haití y los manglares en Louisiana, podrían haber jugado un papel importante en la reducción de los impactos de estos sucesos ahora predecibles.

¹ Fabrice DeClerk, CATIE.

3.4 LA BIODIVERSIDAD Y LOS ECOSISTEMAS EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Los países de ALC están entre los más ricos del mundo en biodiversidad. En la región se encuentran cinco de los países más biodiversos del mundo: Brasil, Colombia, Ecuador, México y Perú, así como también el área individual con mayor diversidad biológica, el Amazonas. Solo América del Sur posee más de un 40% de la biodiversidad del planeta y más de una cuarta parte de los bosques. El Arrecife Mesoamericano es la mayor barrera de arrecifes de coral en el hemisferio occidental. América Central, con solo un 0,5% de la superficie terrestre del planeta, tiene un 10% de toda su biodiversidad. Un 40% de la flora del Caribe no se encuentra en ningún otro sitio del planeta. Estas cifras son impresionantes, en especial cuando se toma en cuenta que la región representa solo un 16% de la superficie terrestre global y solo tiene un 10% de la población humana (Bayon, Lovink y Veening 2000) (Estadísticas de la FAO).

Sin embargo, estos recursos se están agotando. Los arrecifes de coral del Caribe se han reducido en un 80% en el transcurso de tres décadas (UNEP 2008). Las tasas de deforestación en América Central son mayores que en cualquier otro sitio del mundo (FAO 1997). Brasil, Colombia, Perú, Ecuador y México se encuentran entre los países con el mayor número a nivel mundial de vertebrados terrestres en peligro. Más de un 80% de las reservas comerciales de peces en el Atlántico Sur Occidental y un 40% en el Pacífico Sur Oriental se pescaron, sobrepesaron o agotaron. Tanto como un 65% de los bosques de manglares, importantes como protección ante inundaciones y para la productividad de muchas pesquerías, se han perdido en México durante los últimos 20 años, un 55% de la región ahora se encuentra clasificada en estado crítico o en peligro (Lemay 1998).

Hoy en día, los ecosistemas en toda la región de América Latina están generalmente en peor estado que en décadas anteriores. Esto significa que la resistencia del ecosistema (su capacidad para adaptarse y soportar impactos externos) se reduce constantemente, al mismo tiempo que el mundo enfrenta el cambio climático y sus consecuencias de amplio alcance. Hay límites para la abundancia de recursos naturales que hasta ahora representó una ventaja competitiva importante para ALC. Los ecosistemas clave están cerca de una falla sistemática, con importantes consecuencias para la agricultura, la pesca y los suministros de agua, entre otros.

3.5 EL PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y EL ECOSISTEMA EN EL CRECIMIENTO SECTORIAL DE ALC

Son muchos los vínculos entre la biodiversidad, SE y el crecimiento económico en ALC. El uso sostenible de la biodiversidad contribuye al

crecimiento económico a través del impacto que la biodiversidad y los SE tienen en la productividad. Los siguientes ejemplos de la Parte III de este informe proporcionan antecedentes para esta demanda. Tales ejemplos tendrán respaldo adicional en cada capítulo acerca de un sector.

Agricultura: Alrededor de un 73% del agua extraída en ALC está destinada a la producción agrícola, 8,5 millones de hectáreas de cosechas en la región requieren irrigación, lo que hace que las fuentes de agua sean fundamentales para la viabilidad del sector agrícola. La polinización es otro servicio clave provisto por la naturaleza, en que aproximadamente un 35% de las cosechas son sustentadas por polinizadores naturales. Muchos SE son, de hecho, insumos gratuitos para la producción agrícola. Si se pierden o se dañan necesitan ser reemplazados por intervenciones del hombre que pueden actuar como sustitutos (por ejemplo, la pérdida de la fertilidad de la tierra cultivable se puede compensar con el uso creciente de fertilizantes). Sin embargo, algunos SE, tales como los servicios de apoyo (por ejemplo, los ciclos de nutrientes, la regulación de plagas y la polinización) no pueden sustituirse por capital producido por el hombre. Estos SE respaldan al resto de los SE, y sin ellos, los sistemas son responsables de crecer económicamente de manera poco viable.

SEM puede tanto captar SE como proporcionar a los agricultores un rendimiento más alto que la mayoría de los sistemas tradicionales de cultivo. Entre los beneficios ecológicos asociados con la actividad agroforestal se encuentran el secuestro de carbono, la protección de la biodiversidad, las mejoras en la tierra cultivable, la polinización de las cosechas y el suministro de agua. Un estudio del Banco Mundial de sistemas agroforestales en América Central (Current *et al.* 1995) descubrió que la rentabilidad depende del sitio, los recursos y los mercados. De los 21 sistemas que se analizaron, un 40% tenía rendimientos significativamente mayores que los sistemas tradicionales. Por ejemplo, un sistema agroforestal tenía un valor actual neto (VAN) de \$2.863/ha (en el transcurso de 10 años, valores de 1992) en comparación con \$1.423/ha por la siembra a nivel y \$764/ha por arboledas. Solo un 10% tuvo un rendimiento inferior a los sistemas tradicionales. Sin embargo, en este y otros sistemas agrícolas SEM, por lo general se necesitan incentivos y asistencia técnica para promover su uso, ya que el rendimiento puede tardar en los primeros años hasta que los árboles alcancen un estado maduro.

Sector forestal: Las plantaciones de bosques necesitan un ambiente saludable para florecer. La producción de SE por parte de los bosques naturales y las plantaciones proporciona virtuosos ciclos de retroalimentación de mayor productividad para la industria silvícola. Si las condiciones naturales alrededor de los bosques no son las adecuadas y los SE se han deteriorado, los bosques y plantaciones pueden perder productividad. La productividad en bosques saludables también refleja la calidad y cantidad de los SE provistos. Esto se puede apreciar, por ejemplo, a través de la productividad básica de madera, pero también en la extracción de PFNM que puede transformarse en una fuente considerable de ingresos para los empresarios forestales. Esto es cierto

especialmente en el caso de empresas forestales comunitarias. Entre los ejemplos se encuentran la recolección de hongos en México, plantas botánicas, medicinales y fibras en México y Guatemala, y nueces de Brasil en Bolivia y Brasil. Las ventas de tales PFNM provenientes de SE en algunos casos han alcanzado un 10% de los ingresos de madera (Scherr *et al.* 2004).

Además, la extensión natural de los bosques en áreas ribereñas cercanas a plantaciones forestales puede proporcionar un amortiguador contra las inundaciones que pueden menoscabar la productividad. Por ejemplo, las áreas ribereñas asociadas con las planicies aluviales actúan como áreas de almacenamiento de agua que pueden reducir significativamente la altura de la corriente de las inundaciones y puede ayudar a reducir la velocidad de las mismas.

Hoy en día, los ecosistemas en toda la región de América Latina están generalmente en peor estado que en décadas anteriores. Esto significa que la resistencia del ecosistema (su capacidad para adaptarse y soportar impactos externos) se reduce constantemente, al mismo tiempo que el mundo enfrenta el cambio climático y sus consecuencias de amplio alcance.

Muchas especies de bosques dependen de la polinización animal para el desarrollo de semillas. Los servicios de polinización se pueden generar en pequeños parches de bosque natural en paisajes agrícolas dominados por el hombre. Los polinizadores más conocidos son los insectos, así como también algunos murciélagos y aves. En el caso del bosque de Iwokrama en Guyana, los animales también juegan un papel fundamental en la dispersión de semillas. De 172 especies de madera del Escudo Guayanés, un 51% fue dispersado por mamíferos y un 21% fue dispersado por aves (ITTO/UICN 2009). Los peces e iguanas también dispersan semillas de los árboles, por lo tanto, la gestión de los bosques tropicales bajo SEM deberá su éxito a la gran variedad de SE provenientes de la vida silvestre.

Pesca: El patrón de desarrollo de la pesca marítima en ALC es análogo al del resto del mundo. La producción de las pesquerías de captura marina probablemente se ha estancado, a pesar del aumento en la capacidad de pesca. Es probable que se alcance un mayor desarrollo al reconstruir las pesquerías agotadas, restablecer los hábitats esenciales y aumentar la eficiencia económica. Reconociendo esto, una serie de países han comenzado a reorientar su pesca hacia SEM. La meta de SEM en la pesca es generar rendimientos óptimos y sostenibles a la vez que se protege la capacidad de los ecosistemas de prestar los SE de los cuales dependen las actividades basadas en la pesca y otras actividades económicas. Maximizar los rendimientos económicos en lugar de los

rendimientos biológicos generalmente requerirá una mayor biomasa de población, para que los objetivos económicos y ecológicos apunten en la misma dirección (Grafton *et al.* 2006).

La base de SEM en la pesca es la gestión responsable de la pesca de una sola especie y de varias especies. Abordar los aspectos más amplios de la salud del ecosistema, la preservación del hábitat y los impactos sobre biotas no comerciales dependerá de lograr una gestión responsable.

Un desafío importante para ALC es que las pesquerías económicamente importantes se caracterizan por grandes números de embarcaciones pequeñas que salen de diferentes puertos pequeños y buscan varias especies. Las herramientas que se desarrollaron para la gestión de la pesca industrial son menos adecuadas para esta pesca en pequeña escala, que en algunos casos es comunitaria. Por consiguiente, varios países de ALC están promoviendo nuevos enfoques para la gestión responsable de la pesca. En el ámbito mundial, se necesita prestar mucha más atención a los desafíos específicos de la ordenación de la pesca en pequeña escala y al desarrollo de un conjunto de herramientas que sean eficaces en estos contextos. Algunas de estas herramientas se están probando en ALC; ejemplos de ello son la cogestión comunitaria, derechos de uso territoriales en la pesca (DUTP) y cuotas individuales transferibles (CIT).

Turismo: El sector del turismo, incluidas la categoría de sol y playa recreativa convencional y el tipo pujante centrado en la naturaleza dependen en gran medida de una biodiversidad saludable y el mantenimiento de los SE. Esta dependencia se manifiesta por el suministro de agua potable, playas limpias, arrecifes saludables, agua dulce, aves, peces, ballenas, bosques y otras características utilizadas como atracciones para aumentar la demanda. El actual crecimiento del turismo re-creativo y centrado en la naturaleza y su potencial a largo plazo en ALC se ve debilitado por una degradación de estos recursos y servicios.

Áreas protegidas: Con BAU, los sistemas de AP tienden a no estar bien definidos, reciben una protección deficiente y carecen seriamente de fondos suficientes. Normalmente, la cobertura es demasiado escasa para preservar una muestra representativa de la biodiversidad del país; a menudo los ecosistemas dentro de los parques se alteran y degradan. Aprovechar las oportunidades existentes requiere cambiar hacia la ordenación sostenible, facilitar el turismo basado en la naturaleza, la explotación de PFNM, el pago por servicios ambientales u otros emprendimientos sostenibles en las AP que puedan generar empleos, crecimiento de los proveedores de servicios locales y un mínimo de prosperidad en lugares remotos.

Servicios hidrológicos: Está claro que la ordenación de la tierra, ya sea prácticas de conversión de bosques BAU centradas en la producción o prácticas SEM menos intensivas, afectará el ciclo hidrológico y la calidad, el tiempo y la abundancia de los suministros aguas abajo. Décadas de investigación han confirmado la importancia de mantener los ecosistemas intactos para reducir los efectos en la calidad del recurso hídrico aguas abajo. El cambio en el uso de la tierra puede tener diversos efectos en el suministro del recurso hídrico aguas abajo, por consiguiente, la gestión

sostenible de las cuencas hidrográficas implica no solo los esfuerzos para proteger los ecosistemas aguas arriba, sino además los esfuerzos aguas abajo para la gestión del uso humano y el desarrollo de infraestructura.

En las captaciones de agua en cabeceras intactas en ALC, el riesgo y el costo potencial del cambio en el uso de la tierra en términos de degradar el recurso hídrico aguas abajo aboga por el mantenimiento de los SE y los gastos en la protección del ecosistema. Los beneficios de estos gastos provienen de evitar los costos posiblemente grandes y a corto plazo de la infraestructura del agua para el tratamiento de aguas, riego y energía hidroeléctrica. Se concretan como gastos operativos y de mantenimiento evitados e inversiones pospuestas en infraestructura adicional. En consecuencia, la aversión al riesgo es la principal preocupación en las captaciones de agua en cabeceras intactas; se debe mantener SEM para proteger los usos económicos del recurso hídrico aguas abajo y la infraestructura física.



3.6 EL PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y EL ECOSISTEMA EN LA EQUIDAD

En ALC, cerca de un cuarto de la población vive con menos de \$2 al día; en zonas rurales, un 55% de la población no tiene acceso a fuentes de agua mejoradas (OMS-UNICEF 2009). Son los miembros más pobres de la sociedad, los que no pueden costear sustitutos durante las épocas de crisis o degradación, quienes dependen mayormente de los bienes y servicios de la biodiversidad y el ecosistema. De hecho, la biodiversidad ofrece una red de seguridad primaria a las poblaciones rurales en la región de ALC y es uno de los pocos factores que limitan la malnutrición y la migración urbana en gran escala. La degradación y la pérdida de la biodiversidad y los SE dificulta la capacidad de estos grupos para sobrellevar el cambio ambiental y los sumos más en la pobreza.

Una estrategia eficaz para reducir la pobreza no se puede diseñar de forma aislada de su contexto ambiental y debe promover el uso sostenible de los recursos y estrategias de ordenación por parte de los pobres. En este Informe se presentan pruebas para demostrar que los objetivos de reducir la pobreza y la desigualdad junto con mantener los SE no son contradictorios, sino en realidad complementarios. Ello sigue como mínimos tres patrones. Primero, los efectos externalizados y los costos generados según BAU con frecuencia afectan con más fuerza a los pobres y a las poblaciones vulnerables. Segundo, la creación de trabajos y otras oportunidades según SEM se dan principalmente en zonas rurales, donde se concentran las poblaciones empobrecidas. Las pruebas de cada sector reflejan un mayor acceso a oportunidades generadoras de ingresos de estos grupos. Por último, el aumento de las consultas a las partes interesadas, los beneficiarios y otros actores locales que caracteriza a SEM (es necesario para evitar crear externalidades) ofrece a los grupos más pobres y marginados mejor información, acceso a la toma de decisiones y más empoderamiento en general, a

Recuadro 3.5. Resultados de la evaluación del milenio

Tres conclusiones principales (EM 2005a, p. 1):

- En los últimos 50 años, los seres humanos han transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro período comparable de la historia humana, en gran parte para resolver las demandas crecientes de alimento, agua dulce, madera, fibra y combustible. Esto ha generado una pérdida considerable y en gran medida irreversible de la diversidad de la vida sobre la Tierra.
- Los cambios realizados en los ecosistemas han contribuido a obtener considerables beneficios netos en el bienestar humano y el desarrollo económico, pero estos beneficios se han obtenido con crecientes costos consistentes en la degradación de muchos servicios ecosistémicos, un mayor riesgo de cambios no lineales y la acentuación de la pobreza de algunos grupos de personas. Estos problemas, si no se los aborda, harán disminuir considerablemente los beneficios que las generaciones venideras obtengan de los ecosistemas.
- La degradación de los servicios ecosistémicos podría empeorar considerablemente durante la primera mitad del presente siglo y ser un obstáculo para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio.

medida que se amplía el círculo de participantes (para incluir a mujeres, jóvenes, pueblos indígenas y otras minorías).

3.7 LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD Y SE¹⁶

En toda América Latina, la pérdida de la biodiversidad y el deterioro de los SE son impulsados por un conjunto complejo de factores interrelacionados. Los impulsores inmediatos de la pérdida de la biodiversidad y la degradación del ecosistema son: 1) pérdida del hábitat, conversión y alteración (por ejemplo, debido a explotación forestal, incendios, fragmentación); 2) cosecha excesiva o uso no sostenible de los recursos terrestres y acuáticos; 3) prácticas de ordenación de la tierra no sostenibles; 4) contaminación de los ecosistemas terrestres y acuáticos producto de las actividades económicas intensivas; 5) la propagación de especies extrañas e invasoras que afectan la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas; y 6) el cambio climático. De ellos, la pérdida de los ecosistemas naturales y su conversión a sistemas productivos es actualmente el impulsor más importante de la pérdida de la biodiversidad y la degradación del ecosistema, con un estimado de 4 millones de ha/año de bosque tropical en América del Sur (FRA 2010).

Estos impulsores próximos de la pérdida de la biodiversidad y la degradación del ecosistema, a su vez, son impulsados por una combinación

de fuerzas subyacentes demográficas, sociales, políticas, económicas, de mercado y culturales. Por ejemplo, el rápido crecimiento de la población en América Latina añade una presión en constante aumento a los ecosistemas terrestres y acuáticos por alimentos, fibra, agua y otros bienes, al igual que los cambiantes estilos de vida y los mayores ingresos. Los factores sociales, como una mayor migración a zonas urbanas, tenencia de la tierra insegura, colonización de zonas remotas, aumento de la desigualdad social y la creciente pobreza, también pueden llevar a cambios en el consumo y la explotación de los recursos naturales.

En general, las poblaciones marginadas dependen mucho más de los recursos naturales para su sustento y son más vulnerables a los cambios en el suministro de SE. Además, muchos gobiernos no reconocen el valor de la biodiversidad y los SE, y no incorporan estos valores en los procesos de adopción de decisiones, como las políticas nacionales y subnacionales, los incentivos económicos y fiscales, las políticas sectoriales y los problemas de gobernanza. En consecuencia, las políticas gubernamentales a menudo promueven accidentalmente la degradación ambiental o subsidian actividades no sostenibles (como el reemplazo de bosques primarios con producción de biocombustibles o de ganado, o la erradicación de manglares para la producción de camarones) que degradan los ecosistemas naturales y disminuyen su capacidad de prestar SE.

Asimismo, muchos países carecen de legislación adecuada para conservar la biodiversidad, asegurar la ordenación sostenible de los recursos naturales y evitar la cosecha excesiva de los productos de recursos naturales. Incluso cuando tal legislación existe, con frecuencia hay una capacidad o voluntad limitadas para aplicar estas normas. Otros factores sociales que amenazan a la biodiversidad y los SE son la gobernanza deficiente, la corrupción, la inestabilidad de los gobiernos, la guerra y los conflictos.

Las fuerzas económicas, como los crecientes mercados para los productos agrícolas y los recursos naturales, la mayor comercialización, los cambios en los precios del mercado para los productos básicos de recursos naturales, la globalización y una demanda de rentabilidad financiera rápida, también están impulsando los patrones de uso de los recursos, a menudo con efectos negativos en la biodiversidad y los ecosistemas naturales. Finalmente, la continua pérdida de culturas tradicionales y la ruptura de los sistemas tradicionales de ordenación de los recursos, como los sistemas agroforestales diversos, mejores barbechos y las prácticas de pesca tradicionales, acentúan la pérdida de la biodiversidad y los SE. Además, a medida que los sistemas agrícolas tradicionales diversos son sustituidos por monocultivos de gestión intensiva o cultivos para la exportación, se pierde también el conocimiento local e indígena concurrente de los agroecosistemas y su biodiversidad, por ende se cierra la oportunidad de incorporar este conocimiento al desarrollo futuro de las prácticas SEM.

En la mayoría de América Latina, una combinación de estos factores está en juego, con el escenario BAU, uno de degradación del ecosistema y pérdida de la biodiversidad. Para alejarse de este modelo será importante abordar los impulsores subyacentes e inmediatos junto con reducir las presiones sobre los ecosistemas naturales y la biodiversidad.

16 Sección elaborada por Celia A. Harvey, Conservación Internacional.

Cuadro 3.1. Gasto ambiental nacional como porcentaje del PIB

PAÍS	% DEL PIB	PRESUPUESTO AMBIENTAL PER CÁPITA EN \$	AÑO
ARGENTINA	0,18	14	1999
BRASIL	0,4-1,4	N/A	1993-2000
CHILE	0,48	20	2000
COLOMBIA	0,11	2,19	2001
COSTA RICA	0,64	31,41	2000
MÉXICO	0,26	16,53	2000
TRINIDAD Y TOBAGO	0,04	3	2000

de la biodiversidad y los SE. Si bien es necesario aumentar el gasto público en la conservación de la biodiversidad y los SE, es igual de importante estudiar el gasto actual y eliminar los incentivos perversos que promueven acciones dañinas para la biodiversidad y los ecosistemas (como la conversión de la tierra de bosques a ganadería, de manglar a producción de camarones o de pantanal a soja).

Una segunda área de influencia del gobierno corresponde a los incentivos de políticas y la reglamentación, instrumentos de mando y control y basados en el mercado. Las políticas bien diseñadas deben apuntar a crear incentivos para que los agentes privados se comporten en beneficio de la sociedad. Estos incentivos deberán incluir factores que activen la inventiva privada para encontrar estrategias económicas para cumplir con los reglamentos, como cuotas individuales transferibles, derechos de uso territoriales en la pesca y la cogestión de las AP.

Aunque financiar la protección ambiental y la adopción de políticas ambientales sigue dependiendo muchísimo de los recursos y la iniciativa pública, es fundamental la participación del sector privado para apoyar la conservación de los SE y la biodiversidad. Asimismo, es la iniciativa del sector privado la que puede tener éxito al incorporar innovación y diferenciación de productos a favor de bienes que no sean nocivos para el medio ambiente.

El papel del sector público

Esta sección es una descripción general del papel de los sectores público y privado en el mantenimiento de la biodiversidad y los SE.

El sector privado

El *sector privado* ha limitado su emprendimiento de acciones directas para administrar ecosistemas y, como sucede en muchos sectores, continúa degradándolos principalmente debido a un razonamiento económico sólido. En primer lugar, las empresas valoran las ganancias a corto plazo (por ejemplo, los rendimientos anuales de los accionistas) en detrimento de la planificación a largo plazo. Esto se agrava por el hecho de que las inversiones a largo plazo en algunos activos naturales se han percibido como riesgosas debido a los débiles derechos de propiedad y la no exclusividad de los recursos de acceso público. Las empresas han tenido la opción de abandonar los ecosistemas altamente deteriorados y trasladarse hacia recursos frescos en donde están disponibles. En segundo lugar, muchas empresas no han tenido que pagar por el suministro de SE de los que dependen en parte. Por ejemplo, desde las embotelladoras y la agricultura a las plantas hidroeléctricas que compran agua, el producto básico del agua se compra a un precio que permite la conservación del servicio de suministro de agua.

Los factores exógenos también afectan el proceso de adopción de decisiones de la empresa. Hasta la fecha, hay una cantidad limitada de demanda de productos ecológicos en los países de ALC y el acceso a los mercados nicho en los países desarrollados está obstaculizado por normas de acceso y falta de políticas nacionales uniformes. Ello está cambiando a un ritmo acelerado, pero los gobiernos deben ofrecer condiciones equitativas en términos de normas y políticas nacionales para todas las empresas interesadas en exportar buscando precios más altos y una demanda estable.

3.8 EL PAPEL DEL SECTOR PÚBLICO Y LOS MERCADOS EN LA ORDENACIÓN DEL ECOSISTEMA

Los gobiernos pueden tener tres papeles para influir en la forma en que los sectores consideran y administran los SE:

- 1) Gasto público invertido en la biodiversidad y la ordenación del ecosistema.
- 2) Políticas que incentivan algunas prácticas sostenibles o no sostenibles que incluyen “incentivos perversos” como subsidios a la deforestación y la ganadería o a la utilización de productos agroquímicos.
- 3) Reglamentos que establecen normas para prácticas e internalizan las externalidades.

La CEPAL encargó una serie de estudios para analizar la evolución de los gastos en protección ambiental en siete países de la región, de acuerdo con un enfoque uniforme. En la mayoría de los países (Argentina, Brasil, México y Trinidad y Tobago), el gasto ambiental no ha aumentado desde fines de la década de los noventa y en algunos casos ha disminuido. Solamente en Colombia, Costa Rica y Chile la tendencia fue positiva. Incluso en estos casos, el porcentaje del PIB dedicado a la protección ambiental es bajo: 0,64% del PIB en Costa Rica y un mínimo de 0,04% para Trinidad y Tobago. Estos números son más llamativos si se ponen a la luz de las contribuciones per cápita. Costa Rica dedica \$31/persona/año a protección ambiental, mientras que Colombia dedica \$2/persona/año (cuadro 3.1).

Asimismo, hay una escasez de estudios en la región sobre la eficacia de estos gastos presupuestarios y su impacto en el mantenimiento

Las empresas responden a los incentivos. En ocasiones, estos incentivos provienen de cambios en las preferencias del consumidor. Con frecuencia, los cambios en las condiciones empujan a las empresas a prácticas ecológicamente más sostenibles. Las políticas públicas dan forma a los incentivos de la empresa, que incluyen normas y reglamentos, pero también a los incentivos basados en el mercado y la entrega de información para modelar la demanda del cliente. Los consumidores exigen cada vez más cuidar los recursos naturales que ingresan o se usan como insumos para su canasta de consumo. Lo que antes se consideraba como contribuciones a un bien público (menor uso de pesticidas o producción adecuada para las aves) lentamente se están comenzando a considerar una característica positiva de un bien privado que puede llevar a un precio de mercado más alto.

Esta sección revisa algunos de los esfuerzos en curso que se llevan a cabo en la región para promover SEM y algunas de las políticas que los fomentan.

Agricultura: Existen pruebas de que los consumidores están preparados para pagar más en apoyo de los agricultores en países en desarrollo y/o para proteger el medio ambiente mundial. Orgánico, Comercio justo, Cultivado a la sombra y otros programas de certificación ecológica pueden ordenar un sobreprecio o mejorar el volumen de mercado y, por ende, son mecanismos a través de los cuales se pueden recoger los beneficios de los SE y promover SEM. Los potenciales sobreprecios de productos certificados deben equilibrarse con los aumentos potenciales del costo de producción o las disminuciones de los rendimientos que pueden (o no) generarse de más prácticas de producción SEM. La certificación ya ha entregado beneficios a los productores en toda la región, incluidos los productores de bananos en Perú, México y Ecuador; los productores de café en Brasil, Colombia, Costa Rica y Guatemala; y los productores de cacao en México.

Sector forestal: El programa Reducción de las Emisiones Derivadas de la Degradación y la Deforestación Evitadas-plus (REDD+) ofrece una nueva oportunidad a los habitantes de los bosques y las AP para recibir ingresos de los bosques en pie que pueden seguir proporcionando beneficios del carbono si se mantienen. Para Ecuador, el ingreso anual potencial se calcula en \$36 millones, para Brasil \$208 millones, Venezuela \$35 millones y para Bolivia, Perú y México casi \$20 millones (Huberman *et al.* 2008).

En la región de ALC hay además 17 proyectos actuales REDD+ subnacionales en una etapa avanzada de implementación, la mayoría en América del Sur: Brasil (7), Ecuador (1), Paraguay (1), Perú (4) y Bolivia (1). Guatemala también tiene tres proyectos muy avanzados. En conjunto, estos proyectos apuntan a proteger alrededor de 14,8 millones de ha de bosque tropical, lo que evita la emisión de aproximadamente

522,7 millones de toneladas de CO₂ (equivalente a más de la mitad de las emisiones anuales totales del sector de transporte de la Unión Europea (Cenamo *et al.* 2009).

Pesca: Cuando el futuro acceso de los pescadores a los recursos pesqueros es incierto, hay fuertes incentivos para maximizar las ganancias a corto plazo, lo que con frecuencia lleva a la sobrepesca, el desarrollo de sobrecapitalización y una carrera de pesca. Las cuotas de captura, los derechos de uso territoriales y los sistemas de ordenación relacionados están diseñados para ofrecer a las personas o grupos una mayor seguridad respecto al acceso al recurso en el futuro (por ejemplo, al otorgar derechos a una cuota de la captura total permisible). Estos sistemas crean incentivos para maximizar los ingresos de la pesca durante un período de tiempo más largo al invertir en el mantenimiento o la recuperación de poblaciones de peces y en la mejora de la eficiencia económica. La región de ALC probablemente tiene la diversidad de sistemas de cuotas más amplia de cualquier otro lugar del mundo, con ejemplos en Argentina, Chile, México y Perú, entre otros. La implementación de estos enfoques a menudo requiere un cambio legislativo, pero los primeros resultados de la región incluyen mayores capturas y un mejor rendimiento económico.



La pesca de la anchoveta peruana es la mayor pesquería de una sola especie en el mundo (Hatzios y de Haan 2006), pero durante mucho tiempo se ha caracterizado por la extrema variabilidad y el colapso ocasional (Fréon *et al.* 2008). Para abordar esto, los gerentes de las pesquerías han establecido niveles de captura total permisible diseñados para permitir que una biomasa de peces fija escape a la pesca. Asimismo, la pesca está prohibida durante las dos temporadas reproductivas principales y cuando se descubre un alto porcentaje de juveniles en la captura. La pesca industrial también está prohibida dentro de cinco millas de la costa para proteger el desove de la anchoveta y el hábitat de otras especies con valor comercial. En conjunto, estas medidas han servido para evitar el agotamiento del recurso en los últimos años y para reducir el riesgo de colapso y, por consiguiente, ya representa un avance considerable hacia SEM. Sin embargo, los límites de captura también han estimulado una carrera económicamente ineficiente de pesca y han llevado a una sobrecapitalización pesquera a gran escala.

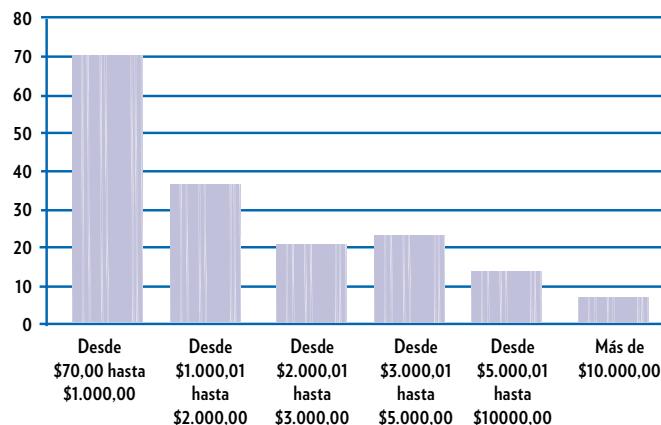
En 2009 se incorporaron cuotas de captura individuales para abordar estos aspectos. Sin disminuir los desembarques totales, las cuotas erradicaron eficazmente la carrera de pesca, aumentaron la duración de la temporada de pesca, redujeron el porcentaje de juveniles en la captura y mejoraron la calidad de los pescados. Este ejemplo demuestra la forma en que las mejoras en el desempeño económico se pueden basar en una ordenación pesquera responsable que sirve para proteger los recursos pesqueros y los ecosistemas más amplios.

Turismo: El turismo basado en la naturaleza es el segmento de más rápido crecimiento en la industria. Los turistas de esa categoría gastan más per cápita que los turistas convencionales; su gasto también tiene un mayor efecto multiplicador en las economías locales. El crecimiento de este segmento se ve amenazado por prácticas ambientales no sostenibles. A medida que el turismo masivo convencional sigue erosionando el capital natural, los segmentos de mercados clave, los inversionistas y los medios de comunicación buscan cada día más otras opciones turísticas sostenibles. La demanda de dichos productos es actualmente alta en los mercados clave europeos y norteamericanos. Esta demanda brindará importantes oportunidades de desarrollo de negocios en toda la región de ALC. La certificación de las operaciones turísticas ha tenido un pequeño papel hasta la fecha, pero la demanda está en aumento y es probable que sea cada vez más importante en señalar la condición “ecológica” a los visitantes que planean sus viajes.

Áreas protegidas: Las AP pueden aumentar la productividad en agricultura, pesca, energía hidroeléctrica, turismo basado en la naturaleza y el sector forestal, entre otros sectores. Las AP terrestres y marítimas ofrecen zonas de pesca restringida en las que se puede reconstruir la biodiversidad y las especies pescadas o cazadas en exceso se pueden recuperar y repoblar las zonas adyacentes. Los beneficios económicos derivados de las AP incluyen empleos, ingresos locales y nacionales y su función como impulsores de ganancias e inversión en divisas mediante el turismo relacionado. Los beneficios de las AP no se distribuyen equitativamente; las AP administradas de forma sostenible pueden contribuir a la equidad y a mitigar la pobreza; las mujeres, las comunidades rurales y los pueblos indígenas cuentan con oportunidades para ayudar a desarrollar la capacidad de acción. Varios países han avanzado hacia las prácticas SEM con un mejor financiamiento de sus sistemas de AP en busca de tales beneficios (por ejemplo, Costa Rica, México y algunos estados brasileños).

Servicios hidrológicos: ALC tienen un largo historial de inversiones en la protección y la gestión de cuencas hidrográficas encabezadas por donantes y el gobierno. En la década pasada más o menos, la región hizo una contribución importante a las políticas ambientales a través de la experimentación e innovación con el pago por programas de servicios de las cuencas hidrográficas, que ahora vienen en muchas formas y tamaños, y se extienden desde las iniciativas privadas a las públicas. Costa Rica y México desarrollaron grandes programas en el nivel nacional financiados por los ingresos provenientes de los sectores de energía y agua. Quito, Ecuador puso a prueba un innovador concepto de Fondo para el Agua municipal en el que los usuarios del agua contribuyen financieramente a la gestión de las cuencas hidrográficas desde las cuales proviene su agua potable. Muchos otros países en la región están desarrollando estos programas, incluidos programas locales y comunitarios para proteger la calidad del agua. Estos programas siguen teniendo una cobertura limitada, pero generan alrededor de \$5 millones/año en fondos para actividades de protección. Asimismo, la rápida tasa con la que se están reproduciendo y aumentando de escala sugiere no solo que pueden ser una importante fuerza para SEM, sino que revelan que la reinversión de los usuarios del agua en cuencas hidrográficas es cada vez más una idea prevaleciente en la región.

Gráfico 3.2. Número de créditos asignados a los recursos CAMBio por tamaño



Nuevos fondos de inversión para las empresas ecológicas

Se han establecido varios fondos para apoyar la agricultura y la explotación forestal sostenibles en ALC. Son Root Capital, Verde Ventures, Futuro Forestales, Fondo EcoEmpresas y CAMBio.

Verde Ventures, administrada por CI, ha invertido \$15 millones en 79 préstamos a empresas basadas en la biodiversidad en 13 países, con una tasa de pago del 92%. La mayoría de los préstamos fueron para café y cacao sostenibles.

CAMBio, programa de inversiones mantenido por el PNUD y FMAM, trabaja con la red del sector financiero de la región de América Central, es decir, el Banco Centroamericano de Integración Económica (BCIE), su organismo de ejecución y los miembros de su amplia red de intermediarios financieros (IF). Durante los últimos tres años, CAMBio ha desarrollado nuevos productos financieros que están generando un aumento considerable de préstamos a micro, pequeñas y medianas empresas (MIPYME) favorables a la biodiversidad para inversiones que crean beneficios para la biodiversidad en paisajes productivos dentro del corredor biológico me-soamericano. Los IF incluyen a bancos e instituciones financieras no bancarias de los cinco países de la región. La orientación de CAMBio hacia las MIPYME hasta el momento ha significado la aprobación de financiamiento para 192 iniciativas que conservan la biodiversidad y que al mismo tiempo son actividades exitosas económica y socialmente viables. Estas iniciativas finanziadas incluyen sistemas silvopastorales, prácticas agroforestales para el café y el cacao, turismo sostenible y sectores productivos de agricultura orgánica. La devolución de lo adeudado ha sido de un 100%. La figura 3.2 muestra la distribución del proyecto por categorías de tamaño y las oportunidades de inversión en todas las escalas de empresa.

El **Fondo EcoEmpresas** se inició en el año 2000 como una iniciativa conjunta de TNC y el BID. Fue un fondo cerrado con una trayectoria de 10 años que invirtió en empresas comunitarias y en pequeña escala social y ambientalmente responsables que participaban en sectores que complementan los esfuerzos de SEM: agricultura sostenible (incluidas la agricultura, apicultura y acuicultura orgánicas), PFNM, explotación forestal sostenible y eco-

turismo (recuadro 3.6). Durante el período de diez años, el Fondo EcoEmpresas implementó \$6,3 millones en capital de riesgo en 23 empresas pequeñas y en crecimiento en 10 países de América Latina. El éxito del fondo se mide en rendimientos financieros, ambientales y sociales de una “triple cuenta de resultados”. Colectivamente, estas inversiones generaron resultados impresionantes. Crearon 2.000 empleos; beneficiaron a 289 comunidades y grupos de conservación; generaron \$290 millones en ventas; apalancaron \$152 millones en capital adicional y conservaron más de medio millón de hectáreas de tierra. Todas las empresas financiadas practican enfoques SEM y están demostrando ser inversiones que valen la pena. Financieramente, el fondo tuvo un desempeño similar, o mejor, que la mayoría de los fondos de inversión, incluso los fondos de capital de riesgo que invierten en sectores convencionales.

Recuadro 3.6. Ejemplos de inversión del Fondo EcoEmpresas

Una empresa ecológica en Perú: La participación en el capital de una comunidad en el ecoturismo

Una de las inversiones del fondo en ecoturismo es una empresa que opera tres selectos lodges en la Amazonía peruana. La empresa no solo protege la biodiversidad única cercana a sus lodges, específicamente a través de la preservación de las colpas de guacamayos, sino que también ha creado una increíble asociación con la comunidad indígena local. Uno de los lodges es copropiedad con la comunidad, que recibe 60% del ingreso neto del lodge. Se ha pagado más de \$1,1 millones a la comunidad y se han acumulados \$1,3 millones en otros beneficios económicos para la comunidad desde el inicio de los lodges.

Muebles de jardín de Bolivia: Desde el bosque certificado a su patio

Para ayudar a proteger los bosques bolivianos, el fondo invirtió en una empresa que fabrica muebles de jardín y otros productos de consumo de madera certificados por el Consejo de Administración Forestal (CAF). La planta de la empresa en La Paz incluye una instalación de fabricación de 30.650 m² con cerca de 600 empleados, lo que la convierte en una de las mayores plantas de productos de madera del país. Los bosques administrados según los principios del CAF deben abordar los derechos de la comunidad, proteger la diversidad biológica y preservar el funcionamiento de los SE del bosque mediante una tala selectiva y otras prácticas sostenibles. La empresa posee un certificado de cadena de custodia del CAF y los principales proveedores de la empresa cuentan con certificación en ordenación de los bosques del CAF. La empresa ha trabajado en estrecha colaboración con comunidades indígenas locales para ayudar a promover las iniciativas de certificación.

Veintidós empresas de su cartera de 23 firmas todavía siguen operando, una estadística envidiable para cualquier fondo de capital de riesgo.

Mercados para productos basados en la biodiversidad¹⁷

Una fuente adicional de ingresos en la explotación forestal y la agricultura SEM es la comercialización de especies nativas y/o poco comunes a través de la tala o la cosecha sostenible. Se basa en el conocimiento de las comunidades locales y el restablecimiento de especies y ecosistemas amenazados. Restablecer y mantener la integridad del ecosistema es a menudo necesario para que las comunidades se ganen la vida. El ejemplo del recuadro 3.7 es común.

El cuadro 3.2 muestra más ejemplos de productos que se encuentran y se venden en ALC.

Fruta orgánica deshidratada en Ecuador: Productos con valor agregado de un suministro de frutas abundante

El fondo invirtió en una de las primeras empresas en Ecuador en comercializar frutas tropicales secas orgánicas, entre ellas, bananos, mangos y papayas para mercados locales y de exportación. En 2009, la empresa decidió desarrollar una línea de grosella silvestre, la primera en el país, y pidió asistencia técnica al Fondo EcoEmpresas para ayudar a identificar y desarrollar una base de proveedores certificados. La empresa sigue expandiendo sus ofertas de productos y ahora, además de su estrategia original de comercializar frutas secas orgánicas, ha desarrollado mezclas de frutas finalizadas para la venta al por menor. En la actualidad la empresa está copiando su plan de negocios en México.

Camarón orgánico: Desde Ecuador para el mundo

Otra de las inversiones del fondo en una industria precursora fue una empresa ecuatoriana dedicada a la producción y venta de camarón orgánico certificado. En un país en que la industria del camarón ha sido responsable de gran degradación ambiental, que diezmó el hábitat costero del mangle, la empresa se comprometió a construir un modelo sostenible de acuicultura. La empresa hizo un giro desde los métodos convencionales de cría de camarones que se basan en insumos químicos a tecnología de microorganismos eficaces, un enfoque desarrollado en Japón que utiliza una mezcla de organismos anaeróbicos para alimentarse de los desechos, lo que ayuda a mantener la calidad del agua. Las técnicas orgánicas ayudaron a producir camarones resistentes a las enfermedades, lo que permitió a la empresa sobrevivir a plagas que afectaron a los criaderos vecinos. A fin de posicionarse en los mercados de Estados Unidos y Europa, la empresa buscó la certificación orgánica en diversos organismos de certificación, el más reciente fue Soil Association. Como parte de sus esfuerzos de certificación, la empresa ha recuperado 90 hectáreas de manglares alrededor de sus criaderos; la supervisión anual ha confirmado el regreso de diversas especies de aves y peces al área.

¹⁷ Biodiversity Products in Latin American and the Caribbean: Economic Gains Count towards Conservation, (Productos de la biodiversidad en ALC: los beneficios económicos cuentan a favor de la conservación), Corrina Steward, consultora de biodiversidad, Programa de pequeños subsidios de PNUD/FMAM.

Recuadro 3.7. Artesanías de hierba doradas

El capim dourado (*Syngonanthus nitens*) crece en las praderas del bioma de Cerrado en Brasil. Se fabrican artesanías con los tallos de esta extraordinariamente dorada flor y se cosen con seda de la palmera buriti (*Mauritia flexuosa*). Las artesanías más comunes son los sombreros, las canastas, las cajas, los brazaletes y los aretes. La gestión y cosecha sostenible de capim dourado para elaborar artesanías únicas ayuda a prevenir la conversión de Cerrado a partir de su estado natural. Pero no siempre fue así. Aunque muchas comunidades hoy elaboran artesanías de capim dourado, todo comenzó con una comunidad de descendientes de esclavos, Mumbuca. Una mujer de Mumbuca aprendió cómo usar capim dourado para hacer trabajos de artesanía del pueblo indígena cercano. Desde sus inicios, las artesanías de capim dourado fueron muy apetecidas: su fama llevó a la sobreexplotación. En la actualidad, en cooperación con científicos, las comunidades locales han contribuido a formular una legislación específica que establece el período y los procedimientos de gestión

de la cosecha de capim dourado. Esta ley garantiza que la cosecha de los tallos de las flores se lleve a cabo solo después de la maduración de las semillas y que se dejen en el campo a fin de ayudar a mantener las poblaciones de la especie.

De acuerdo con la investigación documentada, la ley de cosecha sostenible de capim dourado está manteniendo su población en niveles ecológicamente saludables (Schmidt 2007). La investigación también concluye que en cuanto a los PFNM, capim dourado es un ejemplo perfecto de generación de ingresos. Los artesanos ganan entre \$65 y \$350/mes. Lo que representa 1,5 veces el salario mínimo en Brasil a niveles de 2004 y en un área de Brasil en que la mayoría de la población no tiene un empleo formal, especialmente las mujeres. Las artesanías de capim dourado benefician muchísimo a las mujeres al proporcionarles un ingreso, porque de lo contrario no tendrían ninguno. Por último, el corto ciclo de vida del capim dourado permite realizar actividades económicas adicionales durante el año.

Cuadro 3.2. Una muestra de los productos forestales no madereros de ALC

PRODUCTOS AGRÍCOLAS	PRODUCTOS ALIMENTICIOS	PRODUCTOS MARINOS	PRODUCTOS DE LA MADERA	ARTESANÍAS	PRODUCTOS PARA LA SALUD Y EL CUERPO
PLANTAS NATIVAS Y PRODUCTOS DE ANIMALES Harinas de quínoa y kiwicha, Argentina Harina de maíz andina, Argentina Papas andinas, Argentina Hongos <i>Suillus luteus</i> deshidratados, Bolivia Harina de oca (<i>Oxalis tuberosa</i>), Bolivia Queso orgánico tipo suizo La Granacha, Nicaragua Cuyes, Perú	MERMELADAS Y JALEAS Mermelada de oca, Argentina Dulce de yacón, Argentina Mermelada de uvilla y chigualcán, Ecuador Mermeladas Sumak-Delicia Andina elaboradas a partir de tubérculos andinos, Ecuador Mermelada de saúco, Perú Mermelada de aguaymanto, Perú Mermelada de tomatillo, Perú BEBIDAS Y JUGOS Pulpa congelada de coquinho azedo (coco amargo), Brasil Jugo de carambola, Costa Rica Cacao caliente orgánico La Reserve, República Dominicana Jugos de fruta de palma Bio Mididi, Bolivia Jarabe de vaina de algarrobo, Ecuador Frutas secas para té, conservas y mermeladas, Chile MIÉL Natmel, miel natural de abejas nativas, Brasil Honey Bee Curubandé, Costa Rica Miel orgánica, Cuba Miel nativa boliviana, Bolivia Miel de flores de bosque árido, Ecuador Miel nativa ecuatoriana, Ecuador Miel orgánica de bosque árido, Perú Miel de abejas Melipona, México Miel de pluviselva, Belice	Ostras, Costa Rica Ostiones de mangle, Costa Rica Esponja marina de baño cultivada, Cuba Ceiba deshidratada, Trinidad Camarones de las lagunas naturales del Golfo de Fonseca, Nicaragua Concha negra, Nicaragua Caracol negro, Ecuador Gualajo (róbalo blanco) y róbalo (róbalo de aleta amarilla), Ecuador Langostino silvestre (camarón patiblanco), Ecuador Mejillón común chileno fresco, Chile Langosta cosechada artesanalmente, México	Vivero de árboles nativos, Costa Rica Productos de la madera certificados de un bosque comunitario, México Piñones, Nicaragua	Artesanías de Capim Dourado (herba dorada), Brasil Artesanías de esparto, Costa Rica Máscaras de yuchán, Argentina Prendas de vestir de lana de oveja con tintes naturales, Argentina Joyas y llaveros de vidrio reciclado para la preservación de la tortuga marina, Saint Kitts Artesanías de tabla y cordón, Bolivia Bolsones hechos de <i>Bromelia hieronymi</i> , Bolivia Incienso de resina de árboles amazónicos, Bolivia Artesanía de la palmera chonta, Bolivia Juguetes educativos de madera, Nicaragua Papel reciclado con tintes naturales, Ecuador Botellas de agua de calabaza, Ecuador Artesanías tradicionales quechua de madera, Ecuador Cartera hecha de planta ornamental amazónica (<i>Shiguango Muyu</i>), Ecuador Telas teñidas naturalmente, Chile Artesanías hechas de fibras vegetales, Chile Productos de madera artesanales Kuktal Sian Kaán, México Trabajos artesanales tejidos a mano de algodón nativo peruano, Perú Muñecas de juncos hechas a mano, Perú Artesanía en Jipi Japa, Perú Artesanía de Yarey (palma de cera gigante), Cuba Sombreros, canastas y escobas hechas de Copernicia baileyana (palma cubana), Cuba Esculturas de nuez de tagua, Panamá Esculturas de madera de cocobolo, Panamá Artesanías de canastas de chunga, Panamá Juguetes educativos interculturales, Panamá Hamacas tradicionales de algodón de los indios Kunas, Panamá	PLANTAS MEDICINALES Uña de gato, Costa Rica Plantas medicinales Partners of Nature, Costa Rica Infusión de yacón, Argentina Esencia de pimienta de Jamaica aromática, Nicaragua Infusiones de té medicinal, Panamá PRODUCTOS PARA EL BAÑO Y CABELLO Loción para el cuerpo Pacari Gueroba, Brasil Jabón de Macaúba, Brasil Champú Partners of Nature, Costa Rica Jabón de jatropha, Cuba Champú de Aloe Vera, Bolivia Champú orgánico de miel, Nicaragua Productos de cuidado personal Ikiam Alma Amazónica, Ecuador Productos orgánicos de miel, México Jabones herbales, Panamá
FRUTAS Y FRUTOS SECOS Palqui, Bolivia Castaña tostadas de baru, Brasil Castaña de acajú de Cerrado, Brasil Pequi, Brasil Araza, Costa Rica Bananos orgánicos, Costa Rica Masica, Honduras Anacardos de crecimiento sostenible, Nicaragua Algarrobo, Perú					
CACAO Cacao blanco y delgado nativo, Nicaragua Cacao orgánico aromático, Ecuador Chocolate crudo, Costa Rica					
CAFÉS Café orgánico Biolley Hill, Costa Rica Café La Amistad, Costa Rica Café Río Plátano, Honduras Café orgánico La Granacha, Nicaragua Café orgánico, Nicaragua Café orgánico Arábica, Ecuador Café Blue Mountain, Jamaica					
INSECTOS Pupas de mariposa, Costa Rica	ACEITES DE COCINA, VINAGRES Y JARABES Vinagre de banano, Costa Rica Salmuera de yacón encurtido, Argentina Jarabe de yacón, Argentina				
FERTILIZANTE NATURAL Fertilizante orgánico, Nicaragua					



PARTE II

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CAPÍTULO 4.

CONCLUSIONES

Andrew Bovarnick¹⁸

El Informe se proporcionó como un marco analítico y un conjunto de ejemplos, por sector, para identificar dónde y cómo los servicios ecosistémicos (SE) actúan como aportes económicos valiosos para los sectores importantes de la región de América Latina y el Caribe (ALC).

Hasta ahora, el crecimiento económico de ALC ha dependido en gran medida de la utilización de recursos naturales renovables. Los beneficios económicos de una vía de desarrollo de tal índole han sido considerables, tal como se refleja en el crecimiento continuo del PIB de la región y el papel económico que los sectores de recursos naturales han desempeñado en las economías nacionales. Sin embargo, el Informe ha identificado varios costos de degradación de los SE debido a sistemas de producción con prácticas habituales no sostenibles (BAU), así como variados beneficios debido al mantenimiento de los SE por parte de sistemas de producción alternativos con gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). El valor de los SE para los diferentes sectores se detecta al comparar esos costos y beneficios, y es un factor importante que se debe considerar en la toma de decisiones centrales para el desarrollo económico.

Los datos que se recolectaron y presentaron no son, bajo ninguna circunstancia, completos y definitivos. Sin embargo, ha habido una cantidad suficiente de estudios en las últimas dos décadas que evalúan los costos y los beneficios de diferentes sistemas de producción en ALC. Dicho conjunto de información es tal que este Informe puede formular conclusiones en torno a los siguientes temas:

1. El papel de SE en los sectores
2. Costos de las prácticas BAU
3. Beneficios de las prácticas SEM
4. Papel de la política en el valor de SE
5. Transición de BAU a SEM

Los estudios emergentes y un creciente conjunto de información trabajan, juntos, para mejorar la comprensión de las relaciones entre los SE, el resultado sectorial y el crecimiento económico; esta comprensión mejorada es indispensable para una formulación

de políticas informada. Esta situación representa un avance en comparación con afirmaciones sin términos medios que postulaban que la conservación de los SE es una barrera para el desarrollo económico o, en el otro extremo, que los SE tienen un valor infinito y cualquier degradación de estos servicios es antieconómico. Este Informe ayuda a destacar un punto medio: las compensaciones y la capacidad para ver tanto los costos como los beneficios de la gestión de SE.

Para que muchos países de ALC permanezcan competitivos en las décadas siguientes, las conclusiones de este capítulo del Informe deberían incorporarse a la formulación de políticas. El último capítulo, que presenta recomendaciones, se basa en los mensajes clave que aquí aparecen.

Los mensajes clave son:

1. Los SE deberían considerarse como aportes dentro de los resultados sectoriales. Los valores de los SE son relativos a otros aportes y están influenciados por el mercado, las políticas y los factores institucionales. En general, hay suficientes evidencias ecológicas y económicas que sugieren una sólida contribución de los SE en el desarrollo económico y la equidad en ALC.
2. La economía y los impulsores de los resultados sectoriales están cambiando. Estos cambios están aumentando tanto los costos económicos de la degradación de SE como los beneficios del mantenimiento de SE. La evidencia sugiere que el valor relativo de mantener (y no degradar) los SE está aumentando.
3. Los países deben preocuparse acerca de los costos en crecimiento y ocultos de BAU provenientes de algunos sistemas de producción sectorial. Si la transición de BAU a SEM no sucede pronto, existe un riesgo considerable de que BAU provoque daños a largo plazo que socave el crecimiento económico futuro. Esto es cierto especialmente en el caso

18 Economista líder de recursos naturales, PNUD.

de los ecosistemas cercanos a sus umbrales ecológicos, que, una vez que se cruzan, pueden conducir a costos elevados e incluso colapsos sectoriales. Es mejor actuar temprana que tardíamente, para evitar de este modo fallas de los ecosistemas y la pérdida irreversible de actividad económica dependiente.

4. La capacidad analítica es necesaria para comparar los escenarios BAU y SEM en su totalidad, para captar el valor de los SE y determinar enfoques óptimos. Existen situaciones beneficiosas para todas las partes en que los beneficios económicos se han acumulado, tanto para la transición al salir de BAU, como para el cambio hacia SEM. Estas situaciones beneficiosas para todas las partes son el resultado de una mezcla de costos evitados, resultados que se mantienen y accesos a nuevas oportunidades de mercado. En otros casos, hay costos a corto plazo asociados con la transición de BAU a SEM que necesitan ser financiados o, de otro modo, mitigados para acelerar la realización de ganancias a largo plazo. También existen compensaciones: en ciertas circunstancias, la continuación de BAU y la aceptación del agotamiento de los SE tiene sentido en el ámbito económico. Generalmente, estos casos serán específicos del lugar y dependerán de una variedad de factores.

5. Los costos y los beneficios de la degradación de SE deben considerarse en niveles sectoriales y multisectoriales. Los valores de SE son más altos cuando se agregan en toda la variedad de sistemas de producción para los que poseen aportes, que cuando se evalúan en base a cada sitio.

6. En el pasado, el mantenimiento de SE era considerado una barrera para el crecimiento económico. Las evidencias sugieren que las condiciones están cambiando y la conservación de SE es importante para mantener el crecimiento, proporcionar acceso a mercados ecológicos emergentes, evitar costos por daños, proporcionar resistencia ante el cambio climático, aumentar la eficiencia en el uso de recursos escasos y reducir los costos de producción. La base de los recursos naturales renovables es un activo fijo clave de los hogares y las empresas rurales. Las familias de bajos ingresos confían en los SE, aún más en tiempos de tensión económica.

7. Los países pueden aumentar los beneficios económicos de los SE y la prácticas SEM a través de cambios específicos en las políticas y por cadenas de producción y suministros en la transición hacia SEM (no es necesario un cambio que abarque todo el sector).

8. Las prácticas de SEM son provechosas para las comunidades rurales de bajos ingresos, que dependen más de SE debido a que poseen un acceso limitado a sustitutos (tecnología, capital) o fuentes alternativas de ingresos, si falla su producción basada en SE. Los pobres tienden a estar más expuestos y vulnerables ante los costos externalizados de BAU, como la contaminación del aire y del agua, y pueden costear menos atención médica.

Estas conclusiones y mensajes se basan en ejemplos específicos del lugar y el contexto. Deberían considerarse como una base para la exploración dentro de cada país, y adaptarse a los factores y condiciones específicos que enfrenta cada sector en cada país.

4.1 EL PAPEL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SECTORES

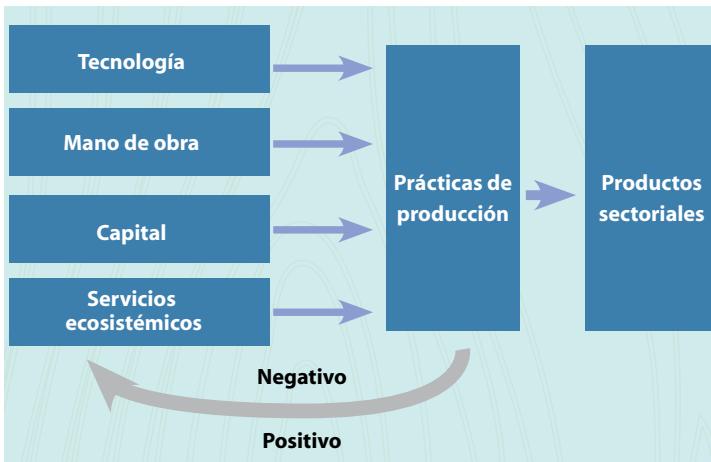
Los SE deben considerarse como insumos a los productos sectoriales, junto con la mano de obra, la tecnología y el capital (figura 4.1).

Muchos productos sectoriales relacionados con recursos naturales necesitan SE como aportes (véase el recuadro 4.1). Los capítulos sobre sectores de este Informe incluyen ejemplos adicionales.

En el pasado, estos SE eran más abundantes y se podían degradar sin un efecto perceptible en los resultados sectoriales, porque podían reemplazarse o sustituirse. Los capítulos sobre sectores muestran que algunos SE se pueden sustituir con aportes tecnológicos (por ejemplo, la fertilidad de la tierra puede disminuir pero se puede recuperar mediante el uso de fertilizantes). La pesca es un sector donde los SE no se sustituyen fácilmente. Incluso la acuicultura depende de la pesca de captura de especies silvestres para alimento.

Ejemplos de sustitutos de aportes tecnológicos costosos de los SE son: la degradación de la calidad del agua necesita un aumento en la infraestructura para el tratamiento del agua y maquinaria para la eliminación de sedimentos; la degradación de la fertilidad de la tierra necesita aportes de fertilizante y otros productos; la reducción del control natural de plagas necesita un aumento en los pesticidas, variación en las cosechas y un esfuerzo de gestión; y el reducido hábitat natural y la biodiversidad necesitan atracciones alternativas para el turismo.

Figura 4.1. Prácticas de producción: Aportes y circuitos de retroalimentación



Recuadro 4.1. Ejemplos de la dependencia de los resultados sectoriales en aportes de SE

- La producción de productos de madera y PFNM, tanto en bosques naturales como plantaciones, depende de la fertilidad de la tierra, la humedad de la tierra, los microclimas, la fotosíntesis y el crecimiento a través del uso de CO₂ y la liberación de O₂, la biodiversidad y las reservas genéticas, la polinización y la distribución de las semillas, la estabilización de la tierra y los ciclos forestales del agua.
- La productividad de la agricultura depende fundamentalmente de la gestión y el mantenimiento de ciertos SE: la disponibilidad del agua, la fertilidad del suelo, los microclimas, la polinización y el control de plagas y enfermedades. La agricultura utiliza un 70% del agua que se extrae en total en ALC. Además, los SE aumentan la resistencia del sector ante los cambios climáticos, por medio de la protección de los recursos genéticos, la fertilidad de la tierra y la calidad del agua.
- En turismo, los SE más valiosos para el sector son la cantidad y la calidad del agua, el material de playa, los paisajes atractivos y la biodiversidad para la recreación, como la observación de aves y ballenas, o caminatas por la selva.
- La pesca depende del aprovisionamiento y la regulación de los SE. El aporte más directo de los SE marinos a la pesca es proveer hábitats de peces, esenciales para las etapas de la vida de las especies de peces, además de las cadenas alimentarias para suministrar energía. La pérdida o degradación de los hábitats es crucial para el desove y el reclutamiento, tales como manglares, praderas de hierbas marinas y arrecifes de coral. Los SE que regulan y apoyan servicios (tales como la retención de sedimento, el control de la temperatura, la filtración de agua y los ciclos de nutrientes) son esenciales para la pesca pero difíciles de valorar directamente. Los aportes de los SE de regulación y apoyo son inseparables del valor de los servicios de aprovisionamiento que también dependen de ellos.

El costo general para un sector de degradar un SE depende de la capacidad de sustitución por parte de otros aportes y los costos de esta sustitución. Los costos de arreglos tecnológicos cambiarán a través del tiempo a medida que los SE se degraden y necesiten más aportes. Existen límites respecto de qué aportes producidos por el hombre pueden sustituir SE naturales; algunos servicios no se pueden reemplazar totalmente. A medida que los SE se degradan, el costo de sustitución tiende a aumentar. Una vez que un SE se detiene completamente, no puede funcionar ningún sustituto en el término eficaz de la dependencia de la actividad económica en este servicio perdido (por ejemplo, las altas temperaturas o las cargas de sedimentos acaban con los arrecifes de coral).

4.2 COSTOS DE LAS PRÁCTICAS BAU QUE DAN COMO RESULTADO LA DEGRADACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Entre los principales tipos de costos que enfrentan los sectores y los países, debido a la degradación de SE a causa de las prácticas de producción BAU, se encuentran los siguientes:

- **Reducción de la producción debido a la disminución de SE:** A medida que los SE se degraden y la sustitución se vuelva más difícil (por ejemplo, la fertilidad de la tierra y el uso de fertilizantes), aumentarán los costos de BAU.
- **Costos posteriores fuera del lugar:** Algunos impactos de BAU no tienen costos financieros para el negocio que los produce, debido a que estos costos están externalizados (por ejemplo, la escorrentía de productos agroquímicos hacia reservas de agua potable). Esto significa que hay un incentivo directo limitado para que las firmas reduzcan tales costos y realicen una transición a prácticas de SEM.
- **Los ingresos perdidos del sector público:** Los altos costos de BAU se pueden traducir en bajos costos financieros para la empresa, debido a los subsidios y la falta de reglamentos (y su aplicación) que eviten externalidades. Por lo general, estas condiciones representan bajas tasas de recuperación de costos en el sector público (tarifas) y una menor fijación de impuestos.
- **Aumento futuro de los costos:** Los bajos costos de BAU que actualmente aumentan a medida que pasa el tiempo, harán que la transición a SEM sea más costosa en el futuro (por ejemplo, la sedimentación de presas producto de la tala de bosques). Esta situación incluye los costos posibles de BAU que surgen a causa de un colapso irreversible de un SE y los productos asociados.

Es evidente que algunos patrones de uso de recursos, mientras aún generan beneficios económicos netos en la actualidad, en el tiempo pueden reducir su eficiencia económica y terminar costando más que las prácticas operacionales y de inversión alternativa que mantendrían los aportes deseados de SE.

Hay casos en los que un sector impacta a los SE que afectan a un sector diferente y degrada a otros SE esenciales (tales como la retención de la capa cultivable, los ciclos de nutrientes, la filtración del agua y los regímenes de flujo de agua dulce) o los destruye totalmente (las actividades que se originan fuera de la pesca de captura, como la tala de manglares, pueden destruir los hábitats de reproducción de los peces). La dependencia sectorial en los SE que, a su vez, son impactados por otros sectores demuestra la necesidad de colaboración internacional y cooperación en la gestión de SE.

El costo de la degradación de SE a menudo pasa desapercibida en un nivel sectorial, ya que una variedad de SE apoya a cada sector, y estos SE suelen considerarse por separado por diferentes productos y cadenas de suministros, y no de manera total. Por ejemplo, la agricultura depende de varios SE: suministro de agua, fertilidad de la tierra, control de plagas y la polinización. A menudo, cada SE por sí solo garantiza más atención de los ministerios de Agricultura, pero incluso cuando se consideran juntos, en total y agrupados, los beneficios económicos de estos SE se vuelven aún más evidentes y poderosos. Al contrario, debe evaluarse de manera acumulativa el impacto en todos los SE pertinentes en las actividades que afectan muchos SE, como el uso excesivo de pesticidas, debido a que los costos de un solo SE pueden no dar como resultado un buen análisis de rentabilidad.

Los costos de la degradación de SE debido a la producción BAU varían dependiendo de:

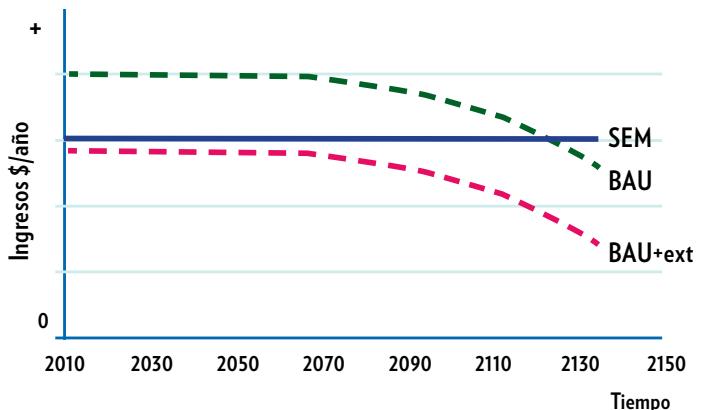
- La relación causal entre los SE y la producción sectorial específica.
- El nivel de degradación de SE existente y la escasez existente.
- La fortaleza del circuito de retroalimentación negativo del impacto sectorial que los SE experimentaron en cadenas de producción específicas.
- Las actividades de gestión de la tierra circundante.
- Los efectos de la sustitución con otros aportes (tecnología, mano de obra).
- Los incentivos, los reglamentos, las tarifas y las multas de las políticas.

La disminución de la productividad debido a la degradación de los servicios ecosistémicos

Las prácticas de BAU en el sector agrícola conducen a la disminución de la productividad. El costo de los sustitutos aumentará a medida que los SE se deterioran, elevando los costos de los alimentos. Se pueden apreciar costos similares a partir de la escasez local de agua de riego, las características de los microclimas, los polinizadores, los murciélagos que se alimentan de plagas y otros.

Degradoación gradual del rendimiento de BAU: Esta degradación a menudo sucede lentamente, durante un largo tiempo. Según este escenario, BAU es financieramente superior a SEM en el corto plazo pero no lo es en el largo plazo. La línea verde de la figura 4.2 representa esta situación de manera conceptual: la degradación continua eleva el costo de BAU, de modo que con el tiempo este enfoque se vuelve menos rentable. Tomar en cuenta estos costos ocultos y subsidios (línea roja) disminuye el tiempo para que SEM se transforme en un enfoque superior. (Nota: Este gráfico y varias de las siguientes imágenes se basan en el análisis del capítulo 2.3).

Figura 4.2. Paradigma estándar BAU-SEM



Ejemplos sectoriales: En la agricultura, la disminuida fertilidad de la tierra según BAU eleva los costos para los agricultores. Estudios en América Central y el Caribe muestran que, mientras las tasas de degradación varían en todas las cosechas y sitios, en todos los casos, el rendimiento de la producción disminuye gradualmente sin medidas de conservación. Los costos fuera del sitio de la erosión de la tierra, como la sedimentación de presas y canales, reducen posteriormente la viabilidad de las prácticas de BAU. Por lo general, estos costos fuera del lugar permanecen ajenos a las decisiones privadas, sin iniciativas de políticas que aseguren que estos costos fuera del lugar se tomen en cuenta al evaluar los costos de operación. En comparación, SEM mantiene la fertilidad de la tierra y disminuye los costos de fertilizantes a lo largo del tiempo.

BAU en la pesca causa o amenaza con causar pérdidas económicas a través de la sobrepesca, daños al hábitat esencial y degradación de los SE. Se pueden obtener los mismos rendimientos con menos esfuerzo, liberando capital y otros recursos. El agotamiento y el colapso de la pesca, que sucede con regularidad en BAU, pueden provocar altos costos por pérdidas en la producción y mayores gastos por viajes para pescar mar adentro luego de agotar los recursos costeros.

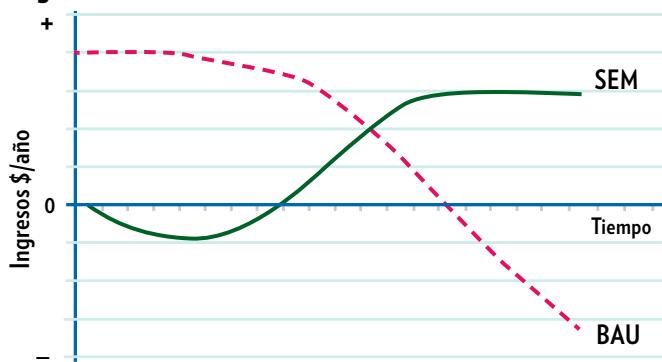
En el sector forestal, las ganancias netas producto de las prácticas de BAU (madera y tierra deforestada disponible para agricultura) disminuyen a medida que los bosques accesibles y fáciles de labrar se vuelven escasos, aumentando en consecuencia los costos. El aumento de la resistencia social a las prácticas de explotación forestal abusiva y la externalización de los impactos acarrea reglamentos y tarifas, aumentando los costos posteriormente. A medida que la curva de rendimiento neto de BAU desciende obligadamente, la escasez de recursos forestales y el desarrollo de algunas oportunidades sofisticadas del mercado (por ejemplo, certificación, pago de servicios ambientales) aumentan el rendimiento posible por medio de SEM.

En algunos casos, los sistemas de producción BAU continúan durante un tiempo a pesar de los ingresos netos bajos o, en casos extremos, negativos. Esto se puede explicar por un apego cultural a la práctica, las dificultades prácticas de dejar un negocio debido a altos costos no

recuperables, o derechos adquiridos al resistir el cambio a SEM, con sus reglamentos, impuestos y costos internalizados. Un cambio a SEM puede, sin embargo, tener beneficios económicos inmediatos a nivel social (véase un análisis más profundo en la sección 4.5).

Costos de inicio de SEM: En muchos casos, las prácticas de SEM mejorarán los rendimientos a largo plazo, pero hay barreras para el cambio. Estas barreras se analizan en detalle en la sección 4.5, “Transición de BAU a SEM”. Tal como se representa en la figura 4.3, los ingresos netos según BAU disminuyen como se muestra en el gráfico anterior, pero los ingresos netos de SEM al principio disminuyen, debido a los costos iniciales, luego aumentan, una vez que el período de inicio ha concluido.

Figura 4.3. Costos de inicio de SEM

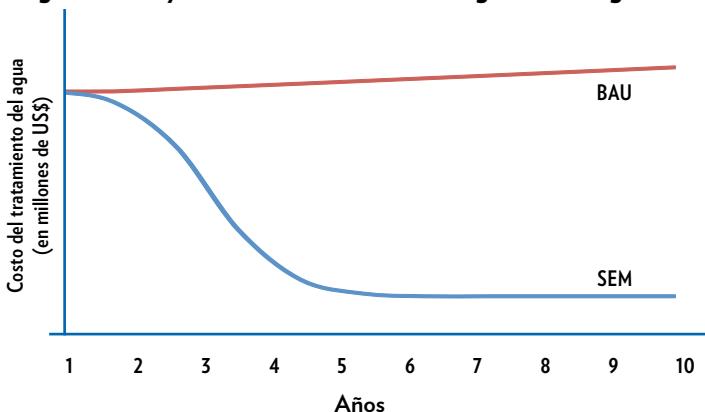


Ejemplos sectoriales: Los sistemas silvopastorales tienen altos costos de inicio, pero con el tiempo brindan un mejor rendimiento. En BAU, en comparación, los ingresos comienzan a disminuir desde el principio, debido a la oferta a bajo precio de los SE en que se basa la productividad (por ejemplo, la fertilidad de la tierra). Las políticas que apoyan los costos de inversión inicial (asistencia técnica, crédito) acelerarían el uso de sistemas silvopastorales. Surgen situaciones similares en las cadenas de producción de la pesca, la producción forestal y el turismo que necesitan inversiones abiertas para adoptar prácticas de SEM, y en las cuales el rendimiento toma tiempo para desarrollarse.

Costos corriente abajo fuera del lugar

Los costos corriente abajo fuera del sitio a menudo están asociados a la degradación de los servicios de agua para la agricultura, asentamientos humanos, turismo, pesca y energía hidroeléctrica. Un ejemplo de la degradación de los servicios de agua es el caso del suministro de agua del Parque Nacional Chingaza en Colombia, en donde la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) se beneficiará con la inversión en la protección de las cuencas hidrográficas (SEM). Una inversión para la conservación de cuatro años será financiada al ahorrar parte de los \$4,5 millones de costo anual para la eliminación de sedimentos incurrido durante la anterior administración BAU. Sin SEM, los costos de la eliminación de sedimentos seguirían aumentando. La figura 4.4 muestra los escenarios BAU y SEM proyectados en el tiempo a medida que un costo externalizado es internalizado (SEM).

Figura 4.4. Costos de eliminación de sedimento según BAU y SEM, suministro de agua de Bogotá



Consulte los capítulos del Informe sobre áreas protegidas (AP) y servicios hidrológicos para ver más ejemplos sobre mantenimiento de SE asociado a la calidad del agua. Los costos posteriores en la pesca incluyen la destrucción de los arrecifes de coral por la escorrentía que generan las labores agrícolas (sedimentos y pesticidas que las desembocaduras de los ríos arrastran hasta los arrecifes de la costa) y también la destrucción de estuarios de manglares (viveros de especies marinas), a causa de los centros turísticos.

Pérdida de ingresos públicos

Los ingresos estatales se pueden ver afectados por las actividades que degradan a SE por (i) ingresos bajos por el uso de SE; y (ii) gastos en subsidios por la degradación de SE.

En la explotación forestal con BAU, los ingresos públicos bajos provenientes de los impuestos y tarifas de la actividad forestal perpetúan las prácticas BAU. En los países en los que el estado es propietario de los bosques o los controla, generalmente es el sector privado en lugar del público el que se beneficia del aumento de los ingresos provenientes de la explotación forestal. Los retornos bajos que generan para los gobiernos los cobros de impuestos, tarifas y concesiones son comunes en ALC. Esta situación socava las finanzas públicas y el apoyo para la transición a SEM, y también refuerza el patrón de tratar los recursos forestales como bienes gratuitos y se envía una señal de mercado equivocada que estimula la continuación de las prácticas BAU.

En la pesca BAU, los subsidios perjudiciales y la sobrecapitalización contribuyen a distorsionar los incentivos de producción. Abordar estos aspectos debe ser una parte integral de cualquier enfoque basado en incentivos para la gestión pesquera. En ALC, muchas pesquerías reciben grandes subsidios (Khan *et al.* 2006). Algunos subsidios, como una exención fiscal a los combustibles o acceso a crédito a bajo interés para el desarrollo de flotas, crean incentivos perversos que contribuyen directamente a la sobrepesca y al desarrollo de sobrecapitalización (Seijo 2009). Reducir tales subsidios perversos es un paso esencial para realinear los incentivos privados con los

intereses económicos nacionales. Aunque la reducción de subsidios resulta impopular, la oposición se puede mitigar reorientando los subsidios hacia una inversión en una gestión pesquera responsable, lo que incluye esfuerzos para reducir la pesca ilegal y no declarada, principalmente a manos de flotas extranjeras.

En las áreas protegidas BAU, los precios que se cobraban a los visitantes extranjeros en Bolivia y Perú estaban muy por debajo de lo que ellos estaban dispuestos a pagar por el uso de los parques nacionales que visitaban. Al mismo tiempo, la falta de inversión en la gestión y establecimientos para los visitantes estaba llevando a la degradación del recurso.

Costos futuros

Existen ciertas prácticas que generan ingresos a corto y mediano plazo, pero en un plazo mayor no resultan atractivas financieramente. Esto es particularmente visible en el sector forestal y el turismo. Por ejemplo, las prácticas de tala forestal BAU llevan a disminuir el rendimiento de las empresas y agricultores y, por lo tanto, tienen costos a largo plazo. Dentro de las tierras tropicales húmedas desforestadas, la agricultura, la ganadería y las plantaciones forestales que siguen las prácticas BAU, obtienen una ganancia marginal en el largo plazo, si es que logran alguna. Esto es particularmente cierto en tierras bajas accesibles, que se pueden explotar, que son deforestadas primero y que continúan con una tala más costosa de áreas marginales, con grandes pendientes. La fertilidad en brusco descenso socava la futura productividad agrícola o forestal. Por último, esta disminución afecta no solo a los agricultores, sino que debido a la conversión de suelos, afecta también la subsistencia de personas que dependen del bosque, quienes sufren una pérdida esencial de PFNM. La pérdida de fertilidad tras la deforestación trae consigo el uso de fertilizantes para compensar, aumenta el costo de producción, y en el proceso, la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales.

4.3 BENEFICIOS DE LAS PRÁCTICAS SEM QUE SE OBTIENEN CON EL MANTENIMIENTO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El análisis sectorial ha identificado muchas prácticas SEM que pueden resultar viables financieramente, en particular con los mercados que cambian. Los beneficios principales son:

- beneficios financieros directos provenientes de un aumento en la productividad y menores costos;
- corrientes diversificadas de ingresos;
- planes de pago, como los ingresos por el carbono;
- beneficios de empleo;
- beneficios de equidad;
- menor riesgo y costos por daños evitados a causa de desastres naturales; y
- nuevas oportunidades para mercados ecológicos.

Ejemplos de prácticas SEM comunes son la gestión de las cuencas hidrográficas, las actividades agroforestales y métodos de producción silvopastorales, concesiones forestales de bajo impacto, diversificación de ingresos basados en la naturaleza, turismo sostenible centrado en la naturaleza y la agricultura orgánica. Algunas de las políticas que promueven el uso sostenible de la tierra son la zonificación, certificación, el pago por SE, mejor acceso a los mercados ecológicos, apoyo a las empresas SEM durante el inicio y cambio de subsidios de optimización de rendimiento a SEM.

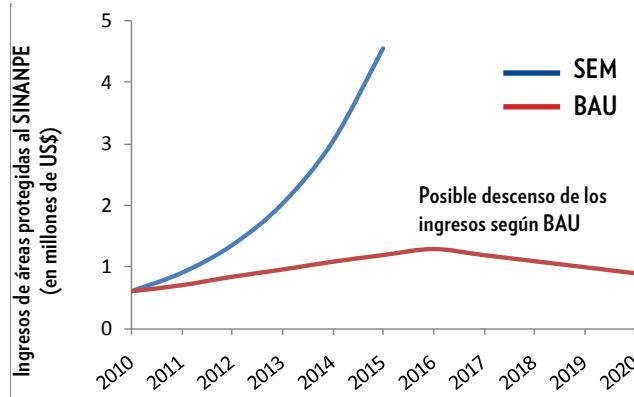
Beneficios financieros directos de prácticas de gestión

Las prácticas forestales SEM pueden llevar a reducir costos y aumentar la rentabilidad para las empresas privadas. Se determinó que los ejemplos de las prácticas SEM, tales como las plantaciones de especies mixtas y la explotación forestal de efectos reducidos (EFEER), ofrecían mejores rendimientos financieros para las empresas. A pesar de los beneficios generales de las prescripciones de la explotación forestal de efectos reducidos, la falta de información sobre los costos reales de la tala convencional y otras prácticas BAU impide una adopción mayor de los enfoques SEM.

En muchos casos, la agricultura SEM puede ser más rentable que la BAU. Por ejemplo, el 90% de 21 sistemas agroforestales estudiados en América Central tuvieron mayores rendimientos comparados con el cultivo tradicional (un valor presente neto de \$2.863/ha durante 10 años en comparación con \$1.423/ha obtenidos de la siembra a nivel según la gestión BAU y \$764/ha de arboledas [Current *et al.* 1995]), y mejores prácticas de gestión de suelos en el sur de Brasil tuvieron como resultado mayores ingresos para los agricultores (el ingreso agrícola total aumentó \$98.460/año para el maíz; \$56.071 para la soja; \$12.272 para los frijoles; y \$10.730 para el tabaco [Bassi 2002]). Las empresas que practican SEM pueden reducir sus costos operacionales (por ejemplo, fertilizantes, pesticidas, equipo, mano de obra), en tanto que la sociedad gana con la reducción de los costos externos. Además los productores generalmente corren menos riesgo con los sistemas de baja inversión en el caso de un aumento de precios o escasez de productos agroquímicos. La evidencia de Costa Rica sugiere que las plantaciones de café orgánico y las que incorporan especies leguminosas pueden sostener mejor los niveles de productividad, en caso de disminuir el uso de fertilizantes.

Con SEM, la recuperación de la reserva de peces, la reducción de la capacidad de pesca a niveles que igualen la productividad del recurso, la reorientación de los subsidios y la eliminación de la carrera para pescar contribuyen, en conjunto, a aumentar los rendimientos en el largo plazo. En el largo plazo, la pesca SEM también reducirá los esfuerzos de pesca, aumentará la captura por unidad de especie y mejorará su eficiencia económica. Mantener la reserva de biomasa también puede promover una estabilidad mayor con respecto a la biomasa y el rendimiento (Worm *et al.* 2009).

Figura 4.5. Crecimiento potencial de los ingresos por el turismo de las AP según BAU y SEM en Perú



La pesca, afectada por un agotamiento drástico, al cambiar a SEM experimentará una reducción temporal en el rendimiento, pero la recuperación exitosa traerá consigo un nivel de producción mayor a largo plazo. El estudio de caso de la anchoveta peruana muestra el aumento de los rendimientos sobre la inversión que se podría realizar eliminando la carrera por la pesca. En este ejemplo, el mecanismo utilizado, una reducción en los costos fijos mediante la reducción de la sobrecapitalización (estimada en un 60% a 80%) en el sector de captura y el sector de procesamiento, actúa de dos formas: directamente, en el caso del componente de captura e indirectamente para los procesadores. La dinámica de este último se ve reflejada en un agudo aumento del precio de la anchoveta ofrecida a los propietarios de embarcaciones independientes, lo que implica una reducción de la rentabilidad para los procesadores independientes, que debería llevar a una menor capacidad de procesamiento.

Un metaanálisis de las reservas marinas totalmente protegidas y del cierre de la pesca a gran escala mostró un aumento en promedio que se cuadruplicó en la captura por unidad de especie en las áreas de pesca circundantes (Worm *et al.* 2006).

Burke y Maidens (2004) estudiaron los diferenciales de productividad entre pesquerías ubicadas en arrecifes saludables y degradados. De acuerdo con un estudio de la bibliografía existente, se estimó que los arrecifes sanos en el Caribe tendrían una capacidad máxima de producción sostenida de 4 toneladas de pescado/km²/año. Las producciones de los arrecifes degradados se calcularon entre 0,7 y 2,9 toneladas/km²/año. Según estos supuestos, las producciones máximas sostenidas para 26.000 km² de arrecife caribeño se calcularon en 100.000 toneladas de pescado/año. Con precios de mercado de \$6/kg en promedio, los ingresos brutos de la pesca fueron estimados en \$625 millones/año si todos los arrecifes estuvieran sanos, con una disminución de \$190 a \$280 millones bajo BAU para 2015. Los ingresos netos pueden ser solo del 50% de los ingresos brutos, después de rendir cuentas por el costo de las embarcaciones, combustible, equipo, etc. El estudio, por lo tanto, estimó los beneficios anuales potenciales netos de los arrecifes sanos en \$310 millones.

Las empresas de turismo basado en la naturaleza han florecido y llevan a los visitantes a AP, principalmente en el Caribe y Costa Rica, Guatemala, Panamá, Perú, Ecuador y Bolivia. Aunque algunas AP maximizan las visitas para aumentar los ingresos, la degradación de los activos de AP hace que se corra el riesgo de una disminución del interés de los visitantes y del flujo de sus visitas en el futuro. De acuerdo a SEM, las AP mantienen los activos y por lo tanto, el flujo de visitantes y de ingresos. Beneficios económicos importantes provienen del turismo basado en la naturaleza en las AP. Por ejemplo, las AP en Perú generaron una actividad económica relacionada con el turismo calculada en \$146 millones en 2005 (CDB 2008). Los estudios muestran que la introducción de las prácticas SEM en las AP puede incrementar los actuales ingresos basados en el turismo de AP. Por ejemplo, cuatro parques nacionales en Perú, que actualmente aplican las prácticas BAU, generan cerca de \$600.000/año. Si no hay un cambio a SEM, los ingresos pueden alcanzar cerca de \$1,2 millones, con una alta probabilidad de declinar debido al desgaste. Sin embargo, con un cambio a SEM, los ingresos podrían aumentar a \$4,3 millones/año en cinco años (León 2010) (véase la figura 4.5).

Diversificación de las corrientes de ingresos

Dado que SE ofrece muchos beneficios, para muchas fuentes de ingresos existe la posibilidad de mantener SE dentro de escenarios productivos. Esto se diferencia de BAU, que solo se centra en la optimización del rendimiento a corto plazo.

Las áreas forestadas protegidas bajo SEM brindan oportunidades para generar ingresos para la empresa privada y el sector público a partir de concesiones, tarifas e impuestos y el pago de servicios ambientales (agua y carbono). Concesiones para la cosecha de madera o PFNM controlados o para el turismo, tarifas e impuestos de usuarios sobre los ingresos de las empresas y flujos de ingresos provenientes de pagos por servicios ambientales (PSA) por protección de las cuencas hidrográficas, secuestro del carbono y otros SE: estos instrumentos pueden transformar los bosques de propiedad del gobierno y las áreas forestadas protegidas en centros de ingresos autosostenibles. Los planes de concesión para la producción sostenible de madera en los bosques nacionales de Brasil (FLONAS) constituyen un buen ejemplo.

Los fondos de los programas de distribución de ingresos del sector público se pueden convertir en planes de pago para el mantenimiento de SE. Brasil es pionero en estos mecanismos de pago que recompensan a los gobiernos locales que adoptan las prácticas SEM. El uso de criterios ambientales para la redistribución de impuestos entre las municipalidades es un plan particularmente bien establecido y exitoso. El sistema del impuesto verde sobre la circulación de mercancías y servicios (“ICMS Verde”) está creado para compensar a las municipalidades que tienen AP dentro de sus territorios por las pérdidas de ingresos que se generen, al igual que para recompensar nuevos mecanismos de gestión ambiental a fin de estimular la creación de nuevas AP para conservar la biodiversidad, y para recompensar a las municipalidades por el SE

19 Adaptado de Young (2005) y The Nature Conservancy (2009).

que ellas prestan. En Paraná, esta herramienta ha generado cerca de \$170 millones para la conservación durante 14 años y ha más que duplicado la cantidad de AP. En los primeros tres años de su aplicación en Minas Gerais, esta herramienta generó cerca de \$17 millones, lo que benefició a las AP de 217 municipalidades. Paraná ha iniciado un mecanismo para transferir algunos de los ingresos del ICMS Verde directamente a los propietarios de reservas privadas. En 2005, siete propietarios de tierras recibieron \$85.000¹⁹.

En materia de agricultura, Pérez (2004) determinó que los hogares de Brasil con mayor diversidad agrícola tenían ingresos agrícolas mayores y con menos variación, lo que sugiere que los ingresos se hacen más estables a niveles más altos de diversidad agrícola. Por ejemplo, los sistemas silvopastorales reducen la dependencia de fertilizantes y pesticidas químicos, ahorran agua de riego, protegen el suelo y mejoran la fertilidad, y brindan potencial para ingresos adicionales por la cosecha de fruta, leña para combustible y madera.

Planes de pago para las prácticas SEM

Existe un número creciente de planes de pago públicos y privados para servicios ambientales en la región. Por ejemplo, el programa Bolsa Floresta de Brasil entrega una compensación financiera a los pueblos indígenas por conservar el bosque del Amazonas. Bolsa Floresta comenzó (cambió a SEM) en 2008 con 4.244 familias registradas, de las cuales 2.702 eran elegibles para recibir los subsidios “Bolsa Floresta Familiar” de \$22, para hogares con mujeres como jefas de hogar, que residieran en unidades de conservación y se comprometieran con las medidas relacionadas con la protección de las cuencas hidrográficas.

REDD+: El programa de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degrado-plus (REDD+) se puede incluir en el régimen posterior a Kyoto para reducir las emisiones de los gases de efecto invernadero, lo que aumenta las opciones para los propietarios de tierras de recibir ingresos por pago de servicios ambientales de los bosques en pie. Según REDD+, los países desarrollados pagarán a los países en desarrollo para reducir la tasa de deforestación mediante la implementación de una gama de políticas y proyectos. Al unir estos pagos con los mercados de carbono (poner un valor a las emisiones de carbono que se pueden evitar), las inversiones podrían bajar a la mitad la deforestación en los países en desarrollo para el año 2030, lo que disminuiría las emisiones en 1,5-2,7 Gt CO₂/año (Huberman *et al.* 2008). Los mercados REDD voluntarios también ofrecen un potencial importante (véase el capítulo sobre el sector forestal).

Un 10% de reducción en las tasas de deforestación anual de este plan generaría más de \$600 millones anuales con el carbono a un precio de \$5/t (Eliasch 2008). Para Ecuador, el ingreso anual potencial se calcula en \$36 millones, para Brasil \$208 millones, Venezuela \$35 millones y para Bolivia, Perú y México casi \$20 millones para cada uno (Huberman *et al.* 2008). Sin embargo, los reglamentos para este mercado aún no están definidos, de manera que este sistema potencial todavía no se lleva a cabo y los ingresos

futuros reales no se conocen. Los montos de inversión reales dependerán de los detalles del acuerdo final.

Beneficios de empleo

Los mercados laborales son complejos y resulta difícil generalizar sobre las conexiones causales directas entre la degradación de SE y el empleo. Sin embargo, se han observado tres patrones en la investigación que se usó en este Informe.

1. Las actividades SEM agrícolas tienden a ser de uso intensivo de la mano de obra y, por esto, crean trabajo, en particular en las áreas rurales que generalmente necesitan oportunidades de empleo para evitar el éxodo rural. Las prácticas agrícolas del minifundista tienden a ser de un uso intensivo de mano de obra mayor que el del monocultivo extensivo. La actividad agroforestal, la agricultura orgánica y las cercas “vivas” tienden a tener mayor exigencia de mano de obra que los enfoques tradicionales.
2. La reestructuración de la pesca de BAU a SEM puede requerir una reducción inicial del empleo ya que la sobrecapitalización (como la capacidad de mano de obra) representa un aspecto importante de inefficiencia en el sector. En el largo plazo, SEM sustenta el empleo, ya que las reservas de pesca son generalmente mayores, para maximizar los rendimientos económicos y tienen menos probabilidad de colapsar. Enfrentar los casos de sobrepesca crónica puede llevar a un aumento en el empleo, en ocasiones dentro de períodos relativamente cortos. En Perú, la introducción de cuotas de captura llevó a una extensión del período de la primera temporada de pesca en 2009, que llegó a los 102 días comparado con los 33 días de 2008.
3. El turismo asociado a las AP genera empleo en torno a ellas. El Parque Nacional Morrocoy de Venezuela recibe a unos 1,5 millones de visitantes al año. Se calcula que se han creado 5.000 trabajos permanentes en áreas adyacentes al parque nacional, la mitad de los empleos en el área (Cartaya y Pabón Zamora 2009). En forma similar, las otras áreas más visitadas en el país dan cuenta de un 30% a 50% de los trabajos locales.

Beneficios de equidad

Al mantener SE de los que a menudo dependen los hogares de bajos ingresos, SEM también constituye un enfoque que comparte beneficios económicos entre diferentes grupos socioeconómicos dentro de un escenario.

Este es particularmente el caso de la producción agroforestal comunitaria. Entre los enfoques forestales SEM se encuentran varias opciones para las comunidades forestales, desde la madera y los productos de madera a PFNM, pago por servicios ambientales y ecoturismo, entre otros. Los estudios de casos presentados en los capítulos sectoriales describen las iniciativas locales, como el programa de la Nuez Maya, que muestra que mediante la recuperación del

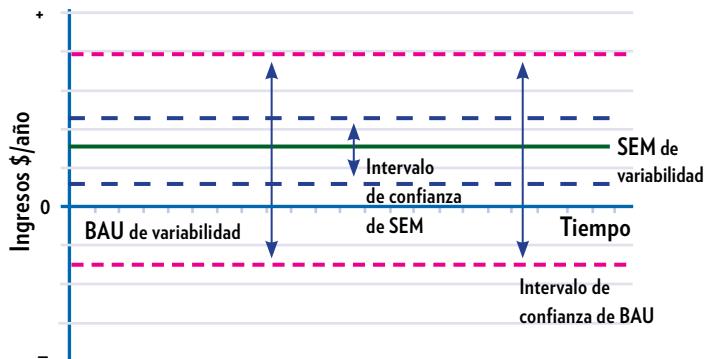
conocimiento tradicional del uso de las especies nativas y a través de nuevos mercados, las ONG locales pueden conservar SE y mejorar la seguridad de los ingresos y de la alimentación en la comunidades rurales. De igual forma, el modelo de concesión con la certificación FSC en el caso de la Reserva de la Biosfera Maya, con el respaldo de las ONG y las agencias de desarrollo, también ha probado ser útil para conservar los bosques naturales que proporcionan beneficios económicos a las comunidades rurales.

La agricultura también puede ayudar a reducir la pobreza si los minifundistas, en forma individual o en cooperativa, se convierten en proveedores de los mercados de alimentos modernos, se crean buenos trabajos en la agricultura y la agroindustria, se tratan de lograr políticas de comercio justas y se introducen pagos por los servicios ambientales. Ya que los pequeños agricultores están, generalmente, más directamente expuestos a la degradación ambiental, están en posición de beneficiarse con SEM. Las prácticas SEM reducen la vulnerabilidad de los hogares ante los impactos económicos y ambientales. Durante eventos extremos, los hogares de bajos ingresos con ahorros mínimos dependen mayormente de los recursos naturales locales; estos hogares tendrán una tendencia a ser más estables en SEM. SEM tiende a ser de mayor uso intensivo de mano de obra que BAU. En la frontera agrícola de BAU, las ganancias del empleo son limitadas por la mecanización y ganadería extensiva. Las prácticas SEM pueden revertir esto.

Los planes de PSA, una herramienta de SEM, pueden tener aspectos redistributivos ya que premian financieramente a los gestores de tierras en áreas forestadas y áreas de captación aguas arriba, que a menudo son minifundistas y comunidades.

Las AP bajo SEM pueden tener una gestión de recursos naturales más sostenible y equitativa, en particular para las poblaciones indígenas, cuando las comunidades locales son facultadas para participar en el patrullaje, turismo y la extracción de PFNM. Las AP contribuyen al bienestar de las poblaciones locales al brindar oportunidades de empleo e ingresos estacionales, particularmente en el turismo basado en la naturaleza y la recolección y procesamiento de PFNM (por ejemplo, caucho natural en Brasil y la nuez de Brasil en Bolivia y Brasil).

Figura 4.6. Vulnerabilidad ante el cambio climático bajo BAU y SEM: La incertidumbre como un factor



CONCLUSIONES

Reducción del riesgo de desastres naturales

La reducción del riesgo de desastres naturales disminuye el poco frecuente pero importante costo por daños, particularmente por inundaciones y otros daños por tormentas. Muchos hábitats naturales conservados y sistemas de producción SEM actúan como amortiguadores. Entre estos se encuentran los siguientes: bosques, vegetación costera, arrecifes de coral, sistemas agroforestales y silvopastorales, AP y cuencas hidrográficas administradas de forma sostenible. El cambio climático introduce riesgo adicional e incertidumbre en las proyecciones económicas de muchos sectores. Los sistemas de producción con SE reducido serán más vulnerables a los impactos del cambio climático y, por lo tanto, el impacto potencial con BAU será mayor. La figura 4.6 muestra un nivel menor de variabilidad y, por lo tanto, incertidumbre con SEM en lugar de BAU.



Ejemplos sectoriales: La agricultura, con su dependencia de la pluviosidad y la temperatura, es altamente vulnerable a los cambios climáticos y la variabilidad. El riesgo implícito se reduce al adoptar medidas como el mantenimiento de las cosechas y la diversidad del sistema agrícola, el uso de variedades que soporten las sequías, la captación y la conservación del agua, la siembra abundante, los cultivos mixtos, buenas prácticas agroforestales, el control de hierbas de bajo aporte y plagas y la recolección de productos silvestres (diversificación de los flujos de ingresos).

Por ejemplo, los agricultores en Honduras consideran que un beneficio importante de la técnica de abono orgánico que se conoce como Quesungual, ofrece una mayor resistencia a las inundaciones (las cosechas bajo el sistema no mostraron daños importantes luego del huracán Mitch). Este tipo de sistema puede ser indispensable para disminuir los riesgos y los costos, especialmente para América Central, dado que en el pasado ha sido azotada por graves fenómenos de tormentas e inundaciones casi anualmente. Por ejemplo en 2010, la tormenta tropical Agatha destruyó tierras agrícolas causando daños que se calculan en \$19 millones en Guatemala, y se calcula que el huracán Mitch en 1998 arrasó con un 70% de las cosechas en Honduras.

Además de las prácticas de SEM en la agricultura y la actividad forestal, las AP bien gestionadas son importantes para mitigar y prevenir desastres. Las AP y los ecosistemas forestales bien administrados retardan la escorrentía, demoran las inundaciones, reducen los derrumbes, mitigan el cambio climático y ayudan a reprimir el brote de plagas. Estos servicios son muy importantes para los sectores más vulnerables de la población rural, para quienes viven y trabajan en tierras expuestas a tales riesgos.

En la pesca, el uso según SEM del Rendimiento Económico Máximo (REM) en vez del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) eleva

la biomasa permanente de la reserva sobre el umbral biológico de RMS, aumentando la estabilidad y reduciendo la incertidumbre y, por ende, alejando el riesgo de sufrir un colapso.

Oportunidades en los mercados ecológicos emergentes

Una oportunidad en el mercado creciente para los negocios basados en SE es una tendencia común y sólida en las revisiones sectoriales. Además de los nuevos pagos para la biodiversidad y los SE, tales como el mercado de carbono posiblemente expandido por REDD+, hay una demanda en aumento de los consumidores por productos que estén certificados como producidos de forma sostenible por organizaciones como el FSC y el Marine Stewardship Council (MSC), RainForest Alliance y muchos otros. También existe un número creciente de vehículos financieros, en la forma de fondos de inversión privados, que buscan financiar empresas favorables a la biodiversidad, proporcionando capital muy necesario para la comercialización y la expansión de los modelos de negocios SEM.

La demanda creciente por productos certificados

Los cambios en las preferencias del consumidor y otras fuerzas del mercado pueden modificar la rentabilidad relativa de las prácticas de BAU y SEM. Hay una notoria demanda en aumento por productos certificados forestales, en la pesca, el turismo y la agricultura. La certificación suele permitir que los productores reciban precios preferenciales para productos SEM. Cuando no se llevan a cabo sobreprecios, la certificación, por lo menos, está aumentando el acceso a los mercados competitivos; de hecho, los bienes sin certificación arriesgan perder el acceso a los mercados tradicionales. Esto se representa en la figura 4.7, en que la línea de SEM tiene sus picos máximos en los sobreprecios, luego desciende un poco, pero permanece muy por encima de la línea de BAU, que tiene un acceso reducido al mercado.

Ejemplos sectoriales: La certificación se está extendiendo a través de ALC, donde los productores responden a los crecientes mercados de productos orgánicos y que están certificados ambiental-

mente. Por ejemplo, el café orgánico en México, Brasil, Nicaragua, República Dominicana, Guatemala y Costa Rica; certificación de carne en Brasil; certificación de banano en Perú, Ghana, México y Ecuador; los cambios han mejorado el acceso al mercado y los ingresos de los agricultores, así como la certificación hotelera en América Central.

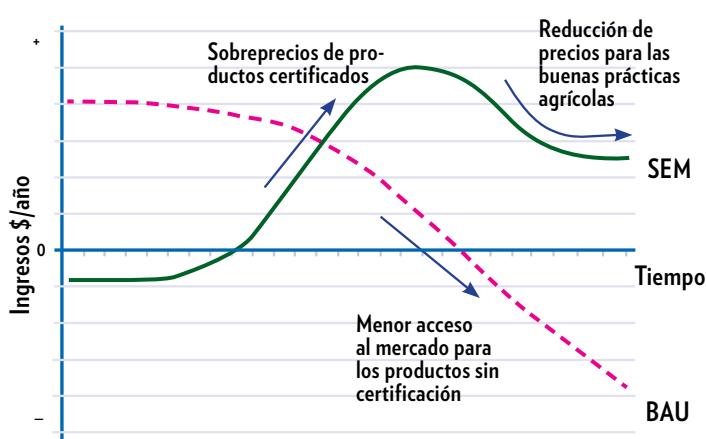
1. Sector forestal: La certificación para madera del FSC conecta a un número creciente de empresas forestales en ALC con mercados crecientes en la UE y los Estados Unidos, donde el servicio al consumidor en el caso de productos certificados está más desarrollado. En ciertos nichos del mercado, la certificación también puede permitir el acceso a precios preferenciales en productos forestales. Los bosques certificados son actualmente una porción muy pequeña de las áreas forestadas, aproximadamente un 1,2%, pero que crece rápidamente. Una importante oportunidad emergente para las empresas y las comunidades que explotan los productos forestales es diferenciar sus productos y hacer que estas entidades sean más competitivas a través de la certificación.

2. Agricultura: Los mercados para los productos agrícolas certificados están aumentando en ALC. Por ejemplo, los agricultores han sido capaces de aumentar sus ganancias al producir café orgánico en México, Brasil, Nicaragua, República Dominicana y Guatemala. La certificación de carne de vacuno ha mejorado el acceso a los mercados internacionales.

3. Pesca: Los programas de certificación pueden proporcionar incentivos para la pesca de SEM al otorgar acceso privilegiado a mercados de alto valor y permitiendo la diferenciación de los productos, sobre la base del compromiso con la gestión responsable de la pesca y un menor impacto en el ecosistema. Algunos minoristas grandes solo compran pescado certificado (por ejemplo, Walmart); la falta de certificación puede conducir a una exclusión del mercado. Dos pesca en ALC están certificadas por el MSC: la viera patagónica (Argentina) y la langosta roja de Baja California (Méjico). Actualmente, entre las pesquerías que se están evaluando para la certificación del MSC, se encuentran la langosta espinosa de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an y la Reserva de la Biosfera de Banco Chinchorro (Méjico), la sardina del Golfo de California (Méjico) y el camarón siete barbas del Atlántico de Suriname.

Nuevos fondos de inversión para las empresas SEM

Se han establecido varios fondos para apoyar la agricultura y la actividad forestal sostenibles en ALC. Entre estos fondos se encuentran Root Capital, Verde Ventures, Futuro Forestales, Fondo EcoEmpresas y CAMBio (véase la sección 3.8). El enfoque de CAMBio en las MIPYME hasta el momento ha llevado a la aprobación de 192 iniciativas que cumplen los requisitos de conservar la biodiversidad y de



dedicarse a actividades exitosas y viables, tanto económica como socialmente. Entre las iniciativas financiadas se encuentran los sistemas silvopastorales, la actividad agroforestal de café y cacao, el turismo sostenible y proyectos de agricultura orgánica. La tasa de recuperación de la inversión ha sido de un 100%.

Verde Ventures, administrada por Conservación Internacional, ha invertido \$15 millones en 79 préstamos a empresas basadas en la biodiversidad en 13 países, con una tasa de reembolso de un 92%. La mayoría de los préstamos fueron para el café y cacao sostenibles.

Durante una década, el Fondo EcoEmpresas de The Nature Conservancy utilizó \$6,3 millones en capital de riesgo en 23 empresas pequeñas y en crecimiento en 10 países de ALC. El desempeño del Fondo se mide en rendimientos financieros, ambientales y sociales de una “triple cuenta de resultados”. En conjunto, estas inversiones lograron resultados impresionantes: crearon 2.000 empleos, beneficiaron a 289 comunidades y grupos de conservación, generaron \$290 millones en ventas, apalancaron \$152 millones en capital adicional y conservaron más de medio millón de hectáreas de tierra.

Estas carteras de inversiones demuestran que es posible obtener un rendimiento económico atractivo por parte de las empresas basadas en SEM en los sectores forestal, de turismo, agricultura y pesca.

Mercados para productos basados en la biodiversidad²⁰

Una fuente adicional de ingresos en la producción forestal y la agricultura SEM es la comercialización de especies nativas o poco comunes a través de la tala o la cosecha sostenible. Este ejemplo se basa en el conocimiento de las comunidades locales y el restablecimiento de especies y ecosistemas en peligro. Restablecer y mantener la integridad del ecosistema a menudo mejora las posibilidades de que las comunidades se ganen la vida.

Un ejemplo es el capim dourado (herba dorada, *Syngonanthus nitens*), el tallo dorado y brillante de una flor que crece en las praderas húmedas del bioma de Cerrado en Brasil. Se fabrican artesanías con este producto y se cosen con seda de la palmera buriti. Los productos más comunes son sombreros, canastas, cajas, brazaletes y aretes. Los artesanos ganan entre \$65 y \$350 mensualmente, con niveles de salario que equivalen a 1,5 veces el mínimo de Brasil (2004). Las artesanías de capim dourado benefician muchísimo a las mujeres al proporcionarles un ingreso, que en caso contrario no tendrían. La gestión y cosecha sostenible de capim dourado para la industria de las artesanías ayuda a impedir la conversión de Cerrado a un ambiente que lo aleje de su estado natural; las comunidades trabajan para mantener intacto el ecosistema de producción del capim dourado.

El cuadro 3.2 muestra una mayor variedad de productos que se encuentran y se venden en ALC (capítulo 3).

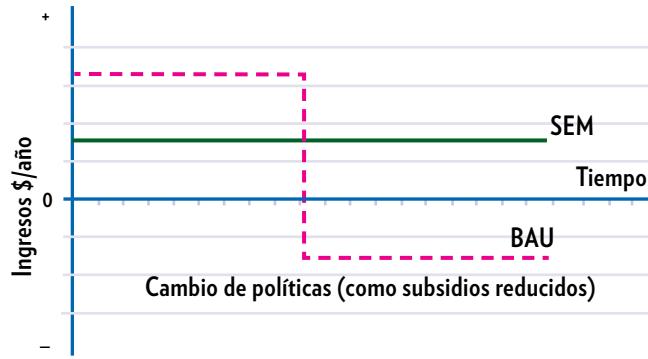
4.4 EL PAPEL DE LAS POLÍTICAS EN EL VALOR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Dentro de todas estas transiciones sectoriales de BAU a SEM para captar el valor de los SE, el vínculo entre las políticas y la gestión es fundamental. El entorno de las políticas puede ser un impulsor clave en las decisiones de la transición. Los subsidios y el retiro de subsidios pueden tener una influencia importante en el precio de bienes y servicios, como se refleja en las siguientes figuras 4.8a y 4.8b. La eliminación de la posibilidad de externalizar u ocultar costos produce un cambio similar contra BAU (figura 4.8a) a favor de SEM (figura 4.8b).

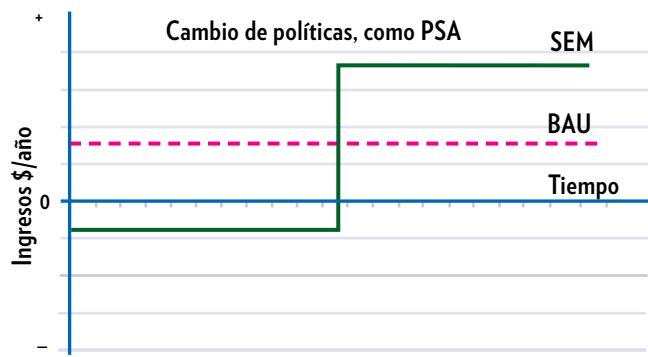
Ejemplos sectoriales: Al eliminar los subsidios para fertilizantes y para la ganadería BAU, SEM gana con respecto a BAU, mientras que las políticas que apoyan el pago de servicios ambientales pueden recompensar a los propietarios de tierras por mantener SE que de otro modo no tendrían precio. Los proyectos piloto de pago por servicios ambientales para restablecer los pastizales degradados a sistemas silvopastorales están en marcha en Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Los subsidios para financiar la compra de embarcaciones

Figuras 4.8a y 4.8b. Los efectos de un cambio en las políticas en la compensación entre BAU y SEM

Cambio de políticas: Desalentar BAU

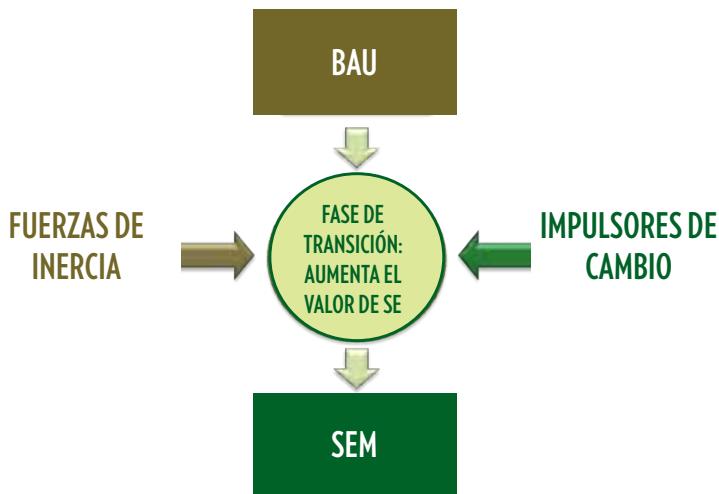


Cambio de políticas: Impulsar a SEM



²⁰ Biodiversity Products in Latin American and the Caribbean: Economic Gains Count towards Conservation”, Corrina Steward, consultora de biodiversidad, Programa de pequeños subsidios de PNUD/FMAM.

**Figura 4.9. La fase de transición entre BAU y SEM:
El papel de los impulsores de cambio y las fuerzas
de inercia**



pesqueras y combustible incentivan la sobrecapitalización de flotas pesqueras y sobrepesca; asimismo, la construcción de infraestructuras subsidiadas (carreteras, agua, aguas residuales) ha contribuido a la construcción excesiva, la sobreexplotación y la degradación de lugares turísticos.

Actualmente la mayoría de los marcos de políticas apoyan las actividades de BAU; de aquí que tengan una ventaja económica y parezcan preferibles a las prácticas de SEM. La rentabilidad de la agricultura según BAU a menudo es apoyada por medio de incentivos, que si se eliminaran nivelarían las condiciones para SEM. Por ejemplo, la expansión de los pastizales no sostenibles en el Amazonas y en otros sitios se ha incentivado mediante políticas de entrega de títulos de tierras y subsidios para crédito ganadero y construcción de carreteras, entre otros incentivos perversos. La asignación de precios demasiado bajos, ampliamente difundida, para tierras forestales, agua y fertilizantes incentiva su uso excesivo. Se podrían establecer incentivos para apoyar a SEM, como desgravaciones fiscales para los productos certificados y el pago por servicios ambientales. Mediante incentivos adecuados y otras políticas, se puede reducir la huella ambiental de la agricultura y se puede aprovechar sus SE para fomentar la protección de cuencas hidrográficas y la biodiversidad.

Para materializar las ventajas económicas de SEM, a menudo será necesario un cambio en las políticas. En ese momento, los regímenes de políticas que favorecen a SEM influirán en las empresas de BAU para que cambien a prácticas SEM. También es necesario cambiar la reforma de las políticas en el ambiente para que permita la mejora de los papeles institucionales y los derechos de propiedad. El movimiento hacia estos cambios puede hacer que la transición de BAU a SEM sea económicamente racional a nivel nacional y asequible a nivel de empresas.

CONCLUSIONES

4.5 TRANSICIÓN DE BAU A SEM

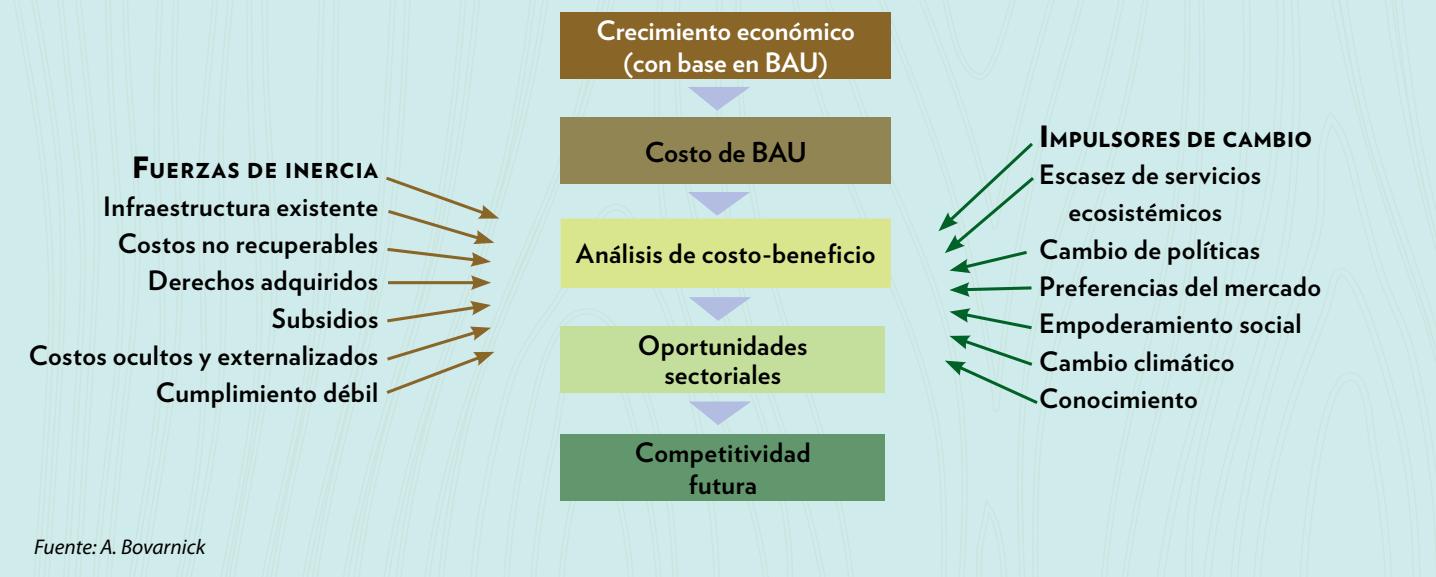
Las conclusiones antes mencionadas indican que el valor económico de los SE es relativo y varía en el tiempo, dependiendo de la ubicación geográfica, las condiciones del mercado, el marco de políticas y el impacto de los aportes alternativos: la mano de obra, la tecnología y el capital. Con el tiempo, los costos y beneficios de las prácticas específicas de producción (BAU y SEM) cambian y conducen a una fase de transición. La interacción de factores externos (impulsores de cambio) combinada con las condiciones de las líneas de base y las fuerzas de inercia influyen en el valor económico relativo de los SE y, por consiguiente, en qué punto SEM genera mayores beneficios netos que BAU. La justificación económica para mantener los SE y, por lo tanto, para los gobiernos y empresas que realizan la transición de BAU a SEM, variará dependiendo de las condiciones subyacentes. La figura 4.9 resume este proceso en que el valor económico relativo de los SE cambia y aumenta.

Los ejemplos que se proporcionan a lo largo de este Informe muestran que ya se han logrado avances en los diferentes sectores y países en la transición de BAU a SEM. Estas transiciones posiblemente se harán más frecuentes debido a que cada uno de los sectores ha experimentado cambios ante las condiciones subyacentes que modifican la economía de SE en la gestión de la tierra y las prácticas de producción para hacer que SEM sea más rentable y BAU sea menos rentable.

Entre los impulsores de cambio al valor relativo de los SE se encuentran:

- Los SE, que alguna vez fueron abundantes, son cada vez más escasos en la mayoría de los sectores y los países.
- El costo de los aportes para SE sustitutos está aumentando (por ejemplo, mano de obra, combustibles, tierra, materiales).
- El cambio en las políticas afecta la rentabilidad de BAU y nivela las condiciones o entrega incentivos a SEM (fin de la

Figura 4.10. Fundamento de la transición de BAU a SEM



externalización, reducción de los subsidios de agua o energía, desgravaciones fiscales para productos certificados).

- El cambio en las preferencias de los consumidores (en Europa y América del Norte, pero también en ALC) favorece a SEM a través de sobreprecios para productos que sostienen a los SE. A medida que la certificación crece en el mercado, la competitividad de BAU se reduce debido al menor acceso al mercado para los productos sin certificación. Por lo tanto, la capacidad para captar el valor de SE con SEM puede generar oportunidades de negocios.
- Las comunidades rurales que soportan la peor parte de las externalidades BAU (como la contaminación de las fuentes de agua) actualmente se están facultando a través de una gobernanza en toda ALC, que hace que se escuchen sus voces y que los costos posteriores sean más evidentes e inaceptables.
- Conocimiento creciente del valor de los SE y prácticas rentables para mantenerlos.
- El cambio climático que pone en riesgo los resultados sectoriales bajo BAU, mientras que mantener los SE puede aumentar la resistencia y facilitar la adaptación a los impactos del clima.
- La necesidad de mejorar la postura competitiva de las empresas y el sector en relación con los avances en los procesos productivos y de comercialización en otros países y regiones.

El recuadro 4.2 resume una situación en un sector en que un número de estos impulsores actúan para transformar las prácticas de gestión forestal para SEM en la región.

Recuadro 4.2. Un ejemplo del sector forestal acerca de los impulsores de cambio

Las prácticas forestales de BAU en ALC surgieron de condiciones de relativa abundancia de los recursos forestales y la escasez de tierras agrícolas. En las fronteras agrícolas donde los países expandían sus economías, los bosques se consideraban un obstáculo para el crecimiento económico, que se basaba en sociedades agrícolas productivas. Los recursos forestales se trataron como si fueran aportes sin costo ante la expansión de las actividades económicas. Las externalidades no recayeron en los empresarios que utilizaban los recursos forestales, sino en las comunidades que vivían cerca de los bosques o río abajo. En este contexto, los enfoques de BAU fueron exitosos: eran acorde con los tiempos. Posteriormente, a medida que las fronteras se desarrollaron y las tierras forestales se volvieron más escasas, los costos económicos aumentaron.

Las empresas basadas en la madera han comenzado a reconsiderar los objetivos y las opciones de la gestión forestal, como hacer que los mercados de la madera y productos de la madera sean más ecológicos, los cuales necesitan cada vez más certificación. Mientras tanto, hay mercados crecientes para un conjunto en expansión de PFNM. A pesar de que no suelen ser los impulsores económicos más importantes para las empresas, estos mercados proporcionan beneficios considerables en el nivel local. Las prácticas SEM, tales como las plantaciones de especies mixtas nativas, la explotación forestal selectiva de bajo impacto, la certificación de FSC y la extracción y el procesamiento sostenibles de PFNM, han comenzado a surgir como sucesores de BAU en los tiempos de cambio.



Las fuerzas de *inercia* se oponen a los *impulsores de cambio* que se desarrollan en los beneficios económicos de los SE. Estas fuerzas del sistema tienden a disminuir el valor económico de los SE y aumentan el costo de la transición de BAU a SEM; por consiguiente, favorecen el mantenimiento de las prácticas de BAU. Entre los costos de transición se encuentran aquellos relacionados con la adopción de nuevas tecnologías (fuentes de energía alternativas), la capacitación en nuevos métodos (labranza de conservación o guía turística en la naturaleza), la nueva infraestructura (plantas de procesamiento para productos certificados, con rastreabilidad) y nuevos acuerdos institucionales (para gestionar pago de servicios ambientales). En la mayoría de los países es necesario determinar los derechos de propiedad y la reforma institucional, para permitir la monetización de los SE y potenciar las oportunidades del mercado para que SEM genere ingresos. La tradición en las prácticas de producción también es una importante fuerza de inercia no económica que necesita una capacitación costosa para superarla.

Los derechos adquiridos al mantener las prácticas de BAU son otro obstáculo para la transición. Estas pueden provenir de distintas fuentes, que van desde la resistencia para ceder ventajas económicas de larga duración (como los costos de externalización) hasta el valor de las inversiones no recuperables que se perderían. En muchas circunstancias, se han realizado importantes inversiones en BAU (por

ejemplo, el tratamiento del agua o las plantaciones a gran escala). La pérdida de estos costos no recuperables, en combinación con el costo de la transición a SEM, tal vez no tenga sentido en el ámbito económico, inclinando la balanza en contra de la transición, al menos por el momento. Algunos países han compensado a los propietarios de capital no recuperable (como al subsidiar la venta del excedente de barcos pesqueros que contribuyeron a la sobrecapitalización bajo BAU) para facilitar la transición a las prácticas SEM.

Una de las mayores barreras para la transición que se presenta en los sectores agrícola, forestal y pesquero es la dificultad que enfrentan los actores, individuos, comunidades o firmas, que ceden su ingreso normal proveniente de prácticas de BAU durante períodos prolongados, mientras esperan que las mejores condiciones bajo SEM se desarrollen. Los ejemplos duran desde varios meses a varios años, los cuales la tierra necesita para mejorar, necesarios para que la tierra mejore, los árboles crezcan o las reservas de peces se recuperen. En tales casos, en que los sistemas de producción de BAU llegan a un punto en que no son rentables y el costo de la transición tiene sentido en el ámbito económico, pero BAU se mantiene por falta de fondos para cubrir los costos de la transición a tecnologías más apropiadas, se han recomendado acuerdos para obtener crédito o el pago por servicios ambientales para cubrir la brecha. La transición de BAU a SEM también puede estar influenciada por políticas cuya aprobación va más allá de ALC. Por ejemplo, los subsidios en los países industrializados pueden obstaculizar el potencial de exportación de ALC.

La interacción entre las líneas de base, los impulsores de cambio y las fuerzas de inercia se presentan en un diagrama para representar el cambio que experimentan los sectores en relación con el valor de los SE (figura 4.10).

Las conclusiones anteriores en este capítulo constituyen el fundamento para las recomendaciones que siguen. Estas conclusiones y recomendaciones no se deben considerar solo como un producto final de este Informe, sino que también como un punto de partida para una mayor exploración y debate sobre el papel de la biodiversidad y el ecosistema en las economías de la región. Se espera que este trabajo lleve a la recopilación de mayores datos, más generalizados y luego, al análisis en línea con la metodología y el marco analítico presentado. Este objetivo llevará a un mayor refinamiento del enfoque de estas conclusiones y a nuevas aplicaciones de las lecciones que surgen, a fin de garantizar una gestión sana del capital natural de la región y de los procesos económicos que dependen de este capital.

CAPÍTULO 5.

RECOMENDACIONES

Andrew Bovarnick²¹

Esta sección brinda un conjunto de recomendaciones a los países de ALC para ayudar a determinar y a percibir las oportunidades y, luego, a cómo captar valor y beneficiarse de los SE de la región guiados por la planificación gubernamental y las señales del mercado. Estas recomendaciones se encuentran en el marco conceptual del Informe que confronta los enfoques BAU y SEM, que usan este marco para analizar el conjunto de evidencia presentada en los capítulos de sectores en los hallazgos y conclusiones del capítulo 4.

El Informe concluyó que muchos países en la región están experimentando impulsores de cambio que alteran el equilibrio económico entre los enfoques BAU y SEM y que elevan el valor económico relativo de SE en muchos sectores y subsectores. Los impulsores de cambio principales son:

1. aumento de escasez de SE, producto de su degradación y agotamiento según las prácticas BAU;
2. avances tecnológicos a fin de aumentar la eficiencia de las prácticas SEM;
3. cambio climático;
4. cambios en las preferencias de mercado y del consumidor para bienes sostenibles; y
5. mejor conocimiento de los costos y beneficios de BAU y SEM.

Los efectos combinados de estos impulsores fortalecen los incentivos para los sectores público y privado para la transición de BAU a SEM.

A fin de facilitar la transición de BAU a SEM, los gobiernos nacionales, empresas y otros interesados deben considerar las siguientes recomendaciones que ayudarán a capturar el valor de los SE en ac-

ciones de política, planificación e inversión para apoyar la toma de decisiones económicas sectoriales e intersectoriales:

1. *tener presente las compensaciones entre la maximización de la producción a corto plazo y el mantenimiento de SE;*
2. *igualar las condiciones y entregar incentivos positivos a SEM;*
3. *desarrollar instrumentos económicos y herramientas de planificación para reducir la degradación de SE fuera del lugar;*
4. *aumentar el valor del activo de biodiversidad y SE que percibe la empresa;*
5. *aumentar los ingresos del sector público provenientes del uso de SE; y*
6. *generar y capturar datos económicos de SE.*

Tener presente las compensaciones entre la maximización de la producción a corto plazo y el mantenimiento los servicios ecosistémicos

El Informe ha demostrado que los SE son un aporte a la producción entre los sectores económicos revisados. Una baja en los niveles de SE puede, en muchos casos, reducir los ingresos de producción y aumentar los costos fuera del sitio. En algunos casos, los ingresos perdidos serán marginales y es posible que no sea necesario cambiar las prácticas de gestión para enfrentar esta pérdida. En otros casos, las pérdidas pueden ser sustanciales y probablemente puedan aumentar con el tiempo, por lo tanto, ameritan una consideración de las soluciones desde un punto de vista económico. En algunos casos, los valores sociales cambiantes apoyarán la administración de SE, incluso ante la presencia de evidencia económica incierta.

²¹ Economista líder de recursos naturales, PNUD.

Poder determinar el valor económico de SE para las prácticas de gestión es verdaderamente complejo y específico de cada sitio. Los hallazgos de los estudios de valoración de SE como se presentan en el Informe también revelan diversos costos ocultos e inesperados asociados a la maximización de la producción. Por lo tanto, es importante analizar las compensaciones asociadas a la producción y ampliar la planificación de inversiones a fin de tenerlas en cuenta.

Los planes sectoriales se deben extender desde la maximización de la producción a una meta equilibrada de eficiencia económica en el uso de aportes y sostenibilidad a largo plazo. La legislación debe hacer énfasis en distintas prioridades con una clara orientación a las compensaciones. Las distintas metas necesitan ser traducidas en objetivos operacionales, tales como evitar el desgaste de los recursos estableciendo límites de extracción y contaminación y realinear incentivos basados en el mercado para favorecer los SE, dados sus beneficios públicos a largo plazo.

Otra herramienta de planificación nacional para aumentar el énfasis en el análisis económico se encuentra en la estrategia y plan de acción nacionales en materia de diversidad biológica de cada país, según el CDB. La estrategia y planes de acción pueden proponer recomendaciones y elaborar Informes sobre la transición a SEM. A su vez, un análisis económico fortalecido y la coordinación con los planes sectoriales acrecentarán la efectividad de estas estrategias y planes.

Igualar las condiciones y entregar incentivos positivos a SEM

Los gobiernos deben revisar las políticas para garantizar que sus marcos de políticas no favorezcan a BAU innecesariamente, dados los costos de BAU a largo plazo, externos u ocultos. Apoyar las actividades BAU ante el creciente atractivo de SEM lleva a una degradación ambiental innecesaria y puede generar conflictos sociales. Los gobiernos también deben considerar las opciones de catalizar el interés en SEM, para las empresas basadas en el modelo BAU y para las nuevas empresas que deciden entre seguir la ruta de BAU o la de SEM. Las herramientas principales son:

- Reforma de subsidios.
- Desgravaciones fiscales.
- Reglamentos, específicamente, para finalizar la externalización de costos, mejorar los derechos de propiedad y reducir la actividad ilegal.

Reforma de subsidios: Esta herramienta incluiría la eliminación de los subsidios de energía y agua/riego, al igual que otras fijaciones de precios por debajo del mercado, incluidos componentes de capital. Los gobiernos también deben considerar incentivos para fomentar el cambio a SEM en el corto plazo ya que estos se beneficiarán con esta transición en el largo plazo. Un enfoque central para esto es cambiar los subsidios actuales y separarlos de la producción BAU para facilitar la transición a las prácticas SEM. Las opciones como las condiciones de

subsidio para fomentar la agricultura orgánica o las tecnologías de uso eficiente del agua pueden resultar útiles para acelerar el cambio, pero las opciones corren el riesgo de convertirse en otra forma de distorsionar las señales de mercado, si se les deja convertirse en permanentes. Una alternativa es introducir desgravaciones fiscales para las prácticas SEM que expiren después de un período de transición definido.

En un nivel sectorial, se deben revisar los siguientes tipos de subsidios (directos y ocultos), debido a sus efectos en la producción a largo plazo que provocan pérdida de SE y circuitos de retroalimentación en los sectores:

1) Los subsidios al turismo incluyen el desarrollo de infraestructura de carreteras en áreas en desarrollo que pueden generar interés en el desarrollo de centros de vacaciones, pero también pueden disminuir el valor del activo de biodiversidad y SE dentro de estas áreas. La sobreinversión y la sobrecapitalización pueden tener como resultado el abuso y la degradación de los recursos naturales.

2) Los subsidios para embarcaciones pesqueras, equipo y combustible generan un exceso de capacidad que lleva al exceso de captura y a la disminución de la reserva de pesca, y al mismo tiempo llevan a tasas más bajas de ingresos para la industria pesquera. Es necesario reducir o neutralizar estos subsidios y destinar los fondos a apoyar la pesca selectiva, la investigación pesquera, que incluye estudios para apoyar los enfoques del ecosistema para la pesca, el control y la aplicación de la ley, el desarrollo de la capacidad y la gestión.

3) Los subsidios de la agricultura para combustible, agua y productos agroquímicos influyen sobre SE, lo que lleva al abuso de aportes y a la extracción excesiva de ríos y aguas subterráneas. Esto provoca la deshidratación y contaminación aguas abajo de los cuerpos de agua. La sobreproducción de cosechas de grano también es un resultado de estos subsidios que acentúan más los impactos de los programas de apoyo de precios de productos agrícolas, lo que genera una presión a la baja en los precios de las cosechas.

Los fondos de los programas de subsidio se pueden convertir en planes de pago para el mantenimiento de SE. Brasil es pionero en estos mecanismos de pago. Esta práctica, recomendada para una consideración y adaptación más amplia, se describe en el capítulo de conclusiones.

Desgravaciones fiscales: Las desgravaciones fiscales se pueden usar de distintas formas para proporcionar incentivos positivos para las prácticas SEM:

- Importación y fabricación de tecnologías SEM (por ejemplo, energía solar para hoteles, agricultura, AP).
- Préstamos a pequeñas y medianas empresas (PYME), con la consiguiente reducción de los costos de préstamos de instituciones financieras.
- Exportación de productos SEM, lo que aumenta su competitividad internacional.

Reglamentos para finalizar la externalización de costos, mejorar los derechos de propiedad y reducir la actividad ilegal: Una característica esencial de la transición de BAU a SEM es la aparición de un marco regulatorio que limite la capacidad de las empresas BAU de ignorar los costos externos de sus actividades, descargando, de hecho, estas externalidades sobre otros grupos, generalmente marginales. Luego, estos costos a menudo los asume el erario público, subsidiando de hecho las prácticas BAU. Los sistemas de control y aplicación efectivos son indispensables y comprometer a los interesados en su diseño y operación es, a menudo, útil.

Las regulaciones nacionales deben considerar y apoyar las siguientes acciones para capturar el valor de SE y estructurar incentivos de manera que estos sectores y mercados le asignen su valor:

- Mejora en los derechos de propiedad y el uso de recursos y derechos de acceso controlados, para evitar de mejor forma la explotación unilateral al estilo BAU de los recursos de propiedad común. Esta acción es particularmente importante para los recursos de bosques, pesca y agua. El control de acceso de pesquerías a través de derechos de uso territoriales en la pesca y las cuotas individuales transferibles juegan un papel clave en la generación de incentivos para la gestión sostenible; se pueden aplicar mecanismos similares a los recursos de agua y a los PFNM.
- El cumplimiento de los marcos regulatorios SEM para reducir la actividad ilegítima como la extracción ilegal (explotación forestal, pesca), contaminación del agua, abuso de las AP y mala administración de sitios turísticos. El control y supervisión eficientes son esenciales para el éxito de la gestión basada en el incentivo, además de las prácticas SEM y los reglamentos tradicionales.

Desarrollar instrumentos económicos y herramientas de planificación para reducir la degradación de los servicios ecosistémicos fuera del lugar

El Informe identificó diversas formas en que los sectores son impactados negativamente por la pérdida de SE. Esta pérdida a menudo es el resultado de las actividades BAU dentro del sector, pero también se pueden deber a las prácticas BAU de otros sectores, que generalmente ocurren aguas arriba.

Cuando la actividad de un sector afecta a la de otro, resulta valiosa la coordinación entre los ministerios. Por ejemplo, cuando un ministerio de Turismo promueve un tramo de costa para desarrollo que terminará talando los manglares, ese ministerio debe llevar a cabo estudios y consultar al ministerio de Pesca para evaluar el costo resultante para los pescadores. Si se continúa el desarrollo, entonces se pueden diseñar planes de compensación que capturen los costos reales; el presupuesto para tales compensaciones se puede internalizar en la toma de decisiones del gobierno sobre el presupuesto del proyecto.

Se deben diseñar políticas para evitar minimizar, mitigar y penalizar a los productores BAU por la degradación fuera del lugar o externaliza-

da de SE que, a su vez, reduce la rentabilidad de productos semielaborados o de otras empresas en el mismo sector o en otros. Igualar las condiciones y entregar incentivos como los discutidos anteriormente promueve evitar y minimizar los impactos. La mitigación y las penalizaciones requieren la implementación del principio de quien contamina paga. Los fondos de mitigación y penalización deben buscar recuperar los daños económicos, por ejemplo, los costos económicos que suponen las pérdidas de SE a causa de la actividad BAU. Estas acciones se aplican a estos y otros sectores: agricultura (por ejemplo, contaminación de las vías fluviales con productos agroquímicos), forestal (tala excesiva), pesca (pesca de manera que degrada una atracción turística, como la sobrepesca en arrecifes de coral o ruptura de la agrupación del tiburón ballena), turismo (instalaciones que dañan recursos costeros valiosos para la pesca, como los manglares, o que perjudican al turismo, como estropear la observación de tortugas a causa de las luces de los centros de vacaciones, o la construcción de hoteles antiestéticos en un paisaje anteriormente lucrativo).

Una acción corolario para las herramientas descritas es utilizar fondos de los programas de mitigación y penalizaciones a fin de proporcionar mantenimiento aguas arriba de SE, mediante PSA que entregan incentivos a propietarios de tierras, gestores y comunidades para adoptar prácticas SEM. Los gobiernos deben continuar fomentando y estableciendo más y mejores programas de pago por servicios ambientales:

- Exigir la gestión sostenible de las cuencas hidrográficas para evitar costos de infraestructura futuros.
- Compensar el mantenimiento del bosque y la biodiversidad: el pago por servicios ambientales por otros SE, como el almacenamiento de polinización y carbono entre otros.
- Evaluar y mejorar el pago por servicios ambientales existente para garantizar el cambio de comportamiento y la obtención de objetivos.

Será necesario el desarrollo de la capacidad institucional y el intercambio de experiencia y lecciones a través de la región, a fin de apoyar los esfuerzos en cada país.

Aumentar el valor del activo de biodiversidad y de los SE que perciben las empresas

El valor de los activos naturales desde el punto de vista de la empresa necesita aumentar por medio de la creación de mercados y el desarrollo de instrumentos económicos y programas de ayuda técnica que apoyen el desarrollo de oportunidades de negocios de biodiversidad y SE. Esta acción se puede lograr mediante políticas que apoyen planes de certificación para ayudar a capturar el valor económico de



ciertos SE (en particular biodiversidad, hábitat, agua y suelo) y de prácticas que protejan SE (reducción del uso de pesticida). Estas políticas también deben incluir la estimulación de la demanda del mercado y ayuda para las empresas, en especial PYME, para superar los costos iniciales de adoptar SEM. Puede ser rentable centrar la ayuda en nuevas empresas cuyos costos para desarrollar los modelos SEM serán menores que los de las empresas convencionales que ya presentan costos irrecuperables en las prácticas BAU.

Entre los esfuerzos gubernamentales por aumentar el valor del activo de SE para propósito de hacer negocios, están los siguientes:

- Aumento de la demanda de productos SEM y apoyo al acceso a los mercados nacionales e internacionales para ellos.
- Fomento del acceso a financiamiento de bajo costo para las empresas nuevas SEM (por ejemplo, promoción de una política para los bancos de desarrollo nacionales a fin de proporcionar líneas de crédito para empresas ecológicas).
- Capacitación para las empresas nuevas y para las empresas BAU sobre las prácticas SEM y gestión empresarial sana.
- Ayuda en la diversificación empresarial para obtener beneficios de SE (por ejemplo, estimular el uso de PFNM para aumentar los ingresos SEM forestales para empresas forestales comunitarias).

Apoyar la certificación—el mecanismo de mercado que, a través de sobreprecios, puede capturar los beneficios de SE— con comercialización, acceso a los mercados, información y capacitación. En un nivel subnacional, apoyo a **clústers y desarrollo de clústers** para las empresas ecológicas (véase el recuadro 5.1).

Recuadro 5.1. Los clústers como una herramienta de desarrollo de negocios

Los **clústers** son concentraciones geográficas de empresas interconectadas, proveedores especializados, prestadores de servicios e instituciones asociadas en un campo en particular que están presentes en una nación o región. Los clústers surgen porque estos aumentan la productividad con la cual las empresas pueden competir. El desarrollo y el mejoramiento de los clústers es una agenda importante para los gobiernos, empresas y otras instituciones.

Las iniciativas para el **desarrollo de clústers** son una dirección nueva e importante en la política económica, que desarrolla los esfuerzos iniciales de estabilización macroeconómica, privatización, apertura de mercados y reducción de los costos de hacer negocios.

The Harvard Institute for Strategy and Competitiveness

Además, establecer normas de manera que los mecanismos de mercado paguen el mantenimiento de SE y compradores y vendedores se beneficien de transacciones, tales como el pago por servicios ambientales, mitigación de humedales y hábitat de reserva, y planes de límites máximos y comercialización de gases de efecto invernadero, entre otros.

Será necesario fortalecer el desarrollo de la capacidad institucional para apoyar estos esfuerzos en los organismos del sector público, así como entre las empresas y actores de la sociedad civil que participan.

Aumentar los ingresos del sector público proveedores del uso de los servicios ecosistémicos

Aumentar los ingresos para el estado provenientes del uso de SE y los recursos que influyen sobre la provisión de SE. Las políticas de ingresos deben poner un precio apropiado a los recursos y garantizar presupuestos adecuados para las funciones de gestión esenciales. Por ejemplo, en la pesca, la combinación de tarifas, aranceles e impuestos debe asegurar el financiamiento para cosas tales como evaluaciones de reserva regulares, otras investigaciones operacionales, procesos de planificación y toma de decisiones, participación de interesados, vigilancia y aplicación, desarrollo de capacidad de gestión y tareas similares. Las fuentes para este financiamiento serían aumentos de las tarifas o aranceles para las concesiones forestales y tala de madera, licencias de pesca, para permitir instalaciones y operaciones turísticas, etc.

Poner precio a los recursos, como el agua, la madera, los PFNM, la pesca y atracciones turísticas para que refleje la escasez y las externalidades del uso, y para que cubra los costos de gestión de cada tipo de recurso natural. El precio adecuado tiene el doble beneficio de señalar el valor de los SE y aumentar los ingresos públicos que se pueden invertir en el mantenimiento de SE.

Generar y capturar datos económicos de servicios ecosistémicos

Promover la generación y captura de datos económicos que muestran claramente los costos económicos pasados, actuales y futuros de BAU y los beneficios económicos de SEM y, por lo tanto, las compensaciones entre los modelos de crecimiento de BAU y SEM en el nivel sectorial y empresarial. Esta generación y captura de datos se debe hacer para todos los sectores.

Estos datos son necesarios por un período largo (20 a 30 años), con proyecciones de curvas de beneficio netas para los distintos enfoques de gestión. Esta acción implica mejorar la utilización de la valoración de SE más allá de los datos actuales centrados en los ecosistemas.

Para tomar decisiones bien informadas, los responsables de la toma de decisiones y formulación de políticas necesitan un análisis de costo-beneficio que incluya una dimensión de tiempo sensible que dé cuenta del agotamiento o mejora de SE y que incluya los

costos y beneficios fuera del lugar. Esta necesidad requiere que los datos los generen instituciones de investigación en la región, que comparen los costos y beneficios de BAU y SEM por medio de la actividad productiva con el nivel de actividad empresarial y de gestión. Estos estudios deben incluir una evaluación de transferibilidad de hallazgos desde la investigación basada en el sitio a otros lugares y situaciones. Los estudios se deben realizar en sitios distintos para identificar cosas en común y diferencias y para establecer qué variables y condiciones permiten modelar, al igual que evaluar los riesgos y los costos del agotamiento de SE en otros lugares.

La investigación también es necesaria para estimar los costos de la transición de BAU a SEM dentro de cada sector. Se debe realizar esta investigación en los niveles de la cadena de producción y suministro dentro de los países. Estos ejercicios de costo deben identificar los cambios de costo altos y bajos, políticas sectoriales, planificación del uso de tierra y regulaciones, de manera que los países se puedan centrar en los mecanismos de bajo costo (alto impacto) para el cambio.

Además de la valoración económica, es necesario el desarrollo de más modelación sobre SE, relaciones de resultado sectorial, en particular sobre los umbrales, incertidumbre y riesgo. También se deben usar las observaciones basadas en el sitio. Hay disponible una variedad de modelos de ecosistemas (Plagányi 2007). Por ejemplo, los modelos de ecosistemas (tales como Ecopath con Ecosim y Atlantis), proporcionan un marco para la exploración de impactos en ecosistemas de opciones de gestión de pesca alternativas.

Será aconsejable comenzar con modelos relativamente simples que se centren en las interacciones clave, en lugar de modelos de ecosistema completos. En las primeras etapas, estos modelos se deben considerar como exploratorios. Los modelos ayudarán a identificar interacciones importantes, proporcionar conocimientos nuevos de los efectos sobre el ecosistema de las actividades económicas y guiar investigación empírica adicional, pero este proceso demorará un poco de tiempo antes de que los modelos de ecosistema se puedan usar como herramientas de gestión predictivas. La amplia gama de relaciones posibles para respuestas funcionales clave, como las de los depredadores y las presas o entre la conversión forestal y el suministro de agua, generan gran cantidad de incertidumbre en el resultado del modelo. Un enfoque exploratorio con incrementos, que comienza con relativamente pocos elementos de ecosistema y luego se desarrolla sobre la base de esta exploración, ofrece un método de avance.

Además, las instituciones gubernamentales deben desarrollar sistemas para generar información sistemática regular sobre las siguientes áreas:

- Pérdidas económicas incurridas por el agotamiento de SE identificado en las evaluaciones de impacto ambiental (EIA) de grandes proyectos de desarrollo, a fin de cuantificar impactos ambientales que no se pueden mitigar. Las EIA deben capturar el valor económico de SE involucrado para informar sobre los pagos de compensación por impactos que no se pueden mitigar.

- Los ingresos del sector público provenientes de los modelos SEM, especialmente el aumento de ingresos de AP, al igual que de la pesca, concesiones forestales y turísticas y agua; todos deben tener un precio apropiado.
- Beneficios SE de cada sector, en términos de los siguientes indicadores económicos:
 - empleo (directo, indirecto, cantidad y valor de los trabajos);
 - ingresos actuales y potenciales;
 - costo de los la biodiversidad y las aportes para la producción;
 - productividad (rendimiento de mano de obra, tierra, capital con respecto a SE) y producción (volumen, valor);
 - costos por daños evitados (directos e indirectos); y
 - exportaciones e inversión extranjera.
- Costos por daños por la pérdida de fertilidad del suelo, calidad del agua y otros SE clave.

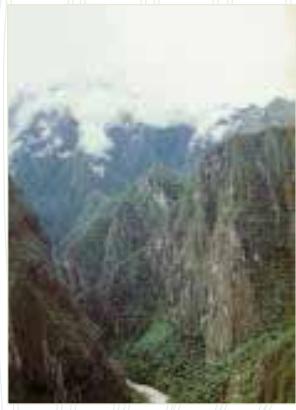
En general, los responsables de la toma de decisiones necesitan un enfoque más cauto para abordar el uso y agotamiento de SE. La falta de información, junto con los costos potencialmente altos asociados a los daños irreversibles, juegan a favor de SEM. Los gobiernos en ALC deben establecer centros de alerta temprana o mecanismos para controlar y predecir oportunamente el riesgo inminente de colapso de SE y las pérdidas posteriores.



5.1 EL CAMINO A SEGUIR

ALC está aprendiendo sobre la contribución de SE al crecimiento económico y la equidad. El capital natural ha traído una enorme riqueza a la región. Los países en la región de ALC necesitan considerar el equilibrio entre las necesidades a corto plazo y el mantenimiento de SE para apoyar el crecimiento económico a largo plazo. La región enfrenta muchas oportunidades y desafíos al acceder a nuevos mercados y responder al aumento de la demanda mundial de SE y productos que no sean nocivos para el medio ambiente. Pero actualmente se requieren acciones para la transición de BAU a SEM antes de que el potencial de la región se deteriore más.

Este Informe ofrece una perspectiva sobre situaciones, prácticas de producción y acciones que son factibles de poner en práctica y que pueden hacer de SEM un camino rentable hacia el futuro. Los que es más importante, debido a la variedad de situaciones que se enfrentan, este Informe ha elaborado una forma de comparar las prácticas de producción entre BAU y SEM dentro de un marco para el análisis y la toma de decisiones en una situación dada. Actualmente es decisión de los gobiernos, empresas, ONG e instituciones de investigación seguir preparando y continuar estos análisis de valoración económica, incorporar esta información en el diálogo político y en las acciones dentro de los países de la región.



PARTE III

ANÁLISIS SECTORIALES Y RESULTADOS

CAPÍTULO 6.

AGRICULTURA

Camille Bann²²

con el apoyo de Andrew Seidl,²³ investigación de Adriana Chacón²⁴ y Rodrigo A. Arriagada²⁵

6.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo explora los vínculos entre los servicios ecosistémicos (SE) y la productividad agrícola en la región de América Latina y el Caribe (ALC). Cuando es posible, la discusión presenta la contribución económica de los SE a la agricultura, el costo social y agrícola de la mala gestión de los SE y las oportunidades para los agricultores y la sociedad del aprovechamiento de estos servicios. En este capítulo se cubren los sistemas de cultivo y producción animal así como los actores, que van desde minifundistas hasta grandes agroindustrias.

La producción agrícola depende del aprovisionamiento de SE como el agua, microclimas, fertilidad de la tierra, control de plagas y polinización. Por su parte, la calidad y cantidad de estos SE depende de la gestión de ecosistemas naturales (o semi naturales). Por ejemplo, la polinización de muchas cosechas depende de un hábitat apropiado y suficiente en los paisajes que rodean la tierra de cultivo, a fin de mantener viables las poblaciones polinizadoras. Muchas cosechas dependen de arroyos o ríos para la provisión de agua; el flujo adecuado de los mismos depende, en parte, de una gestión apropiada de las captaciones superiores de las cuencas fluviales. La consecuencia es que lo que le ocurra al ecosistema y a su capacidad de proporcionar SE afectará de manera drástica la productividad agrícola.

Los SE valiosos en términos agrícolas influyen tanto en el lugar como en la forma en que las personas deciden cultivar. Por ejemplo, muchas regiones productoras de frutas en zonas templadas se ubican en la dirección del viento de grandes cuerpos de agua que ayudan a regular las temperaturas locales (Zhang *et al.* 2007), lo que reduce el riesgo de sufrir daños a causa de heladas tardías. Las principales regiones productoras de grano de cereal de las pampas de América del Sur se ubican en la capa cultivable profunda con materia altamente orgánica y buena capacidad para contener agua (Zhang *et al.* 2007). Los SE de la agricultura afectan no solo la ubicación y el tipo de cultivo, sino también los valores del suelo. La viabilidad económica de los terrenos agrícolas depende, en parte, de los costos de producción asociados a los SE, tales como la fertilidad y profundidad de la tierra, el clima y el control natural de las plagas (Roka y Palmquist 1997).

Por su parte, la agricultura proporciona a los SE no solo servicios de aprovisionamiento, sino también servicios culturales y de regulación. Muchos factores influyen en los SE que se proporcionan a un sistema agrícola determinado, entre ellos el producto, la forma de preparación y manejo del suelo y la ubicación del sistema. Existe un campo amplio de alternativas para reducir el impacto de la producción agrícola en los SE, o incluso para aumentar el aprovisionamiento de un servicio determinado (por ejemplo, el secuestro de carbono), por medio de un cambio en los sistemas de gestión de la producción. Cuando los SE proporcionados por la agricultura también contribuyen al proceso de producción, pueden aumentarse las ganancias o atraerse fuentes adicionales de ingresos, como por ejemplo el pago para la protección de las cuencas fluviales o para el turismo.

²² Consultora.

²³ Director del Programa Mundial de Economía y Medio Ambiente, UICN.

²⁴ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

²⁵ Profesor Asistente de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

Conclusiones principales

En ALC, el sector agrícola realiza importantes aportes al PIB, a los ingresos por exportaciones, al empleo y al sustento en zonas rurales: Entre 2000 y 2007 los aportes del sector agrícola al PIB de la región alcanzaron un promedio de 9,6%, mientras que las exportaciones agrícolas fueron un 44% del total de las exportaciones de ALC en 2007. Cerca de un 9% de la población de la región trabaja en la agricultura, la principal fuente de ingresos en los hogares rurales.

El sector agrícola es esencial para la lucha contra la pobreza: Muchos países de América Latina tienen niveles de pobreza rural que superan el 50%. La agricultura, principal uso del suelo y generador de empleo en las áreas rurales, constituye una fuente de ingresos clave para los hogares y resulta fundamental para reducir la pobreza con empleos y un suministro de alimentos asequible.

El papel de la agricultura en las economías de ALC y el bienestar de sus pueblos depende de los SE: Por ejemplo, un 73% del uso del agua en ALC se destina a la agricultura; 8,5 millones de hectáreas de cosecha en la región requieren de riego, lo que convierte al suministro de agua en algo crucial. El ciclo de nutrientes, el microclima, la polinización y el control de plagas son otros servicios naturales clave.

Los SE críticos no se pueden reemplazar fácilmente: Muchos SE son aportes libres a la producción de cultivos. Si se degradan o se pierden, estos servicios ecológicos se deben reemplazar por intervención humana, química, mecánica o biológica (por ejemplo, la pérdida de la fertilidad de la tierra se puede compensar con fertilizantes). Sin embargo, algunos SE no se pueden sustituir de manera rentable. Sin ellos, probablemente los sistemas agrícolas pierdan productividad o incluso colapsen.

Las prácticas no sostenibles tienen un costo para las granjas y para la sociedad: La agricultura no sostenible tiene costos externos, como la pérdida del hábitat, contaminación del agua y la erosión del suelo. Más del 50% de los terrenos forestales deforestados para el desarrollo de la ganadería han sido abandonados posteriormente; en un estudio, el costo del agotamiento de los nutrientes del suelo se calculó en \$169 por hectárea al año (Pelletreau 2004). Los ciclos de retroalimentación negativa —las prácticas agrícolas deficientes reducen los SE, lo que a su vez socava el potencial agrícola— reducen el rendimiento futuro.

Las prácticas de cultivo sostenibles para mantener los SE pueden ser viables financieramente: Existen muchos ejemplos de la superioridad económica de las prácticas de cultivo sostenibles, tales como la práctica agroforestal y la producción orgánica. La gestión sostenible de los ecosistemas no solo protege el medioambiente, sino que puede además aumentar la productividad y las ganancias. Sin embargo, tales ventajas son específicas de un grupo creciente de circunstancias de producción y mercado.

Las barreras restringen el uso de SEM: SEM es un modelo que no se utiliza con la frecuencia necesaria. Entre los obstáculos a su implementación se incluyen los altos costos de inicio de la transición, plazos de entrega prolongados y la falta de financiamiento o conocimientos técnicos.

Un SEM exitoso requiere de una política ambiental compatible: A menudo, las políticas existentes estimulan el uso excesivo y la degradación de los SE. Los impactos externos de la agricultura sobre los SE rara vez son tomados en cuenta. El rendimiento agrícola a largo plazo se puede mejorar adoptando políticas para estimular SEM.

Un mayor entendimiento de los SE que se ofrecen a la sociedad por medio de tierras y ecosistemas puede aumentar las oportunidades económicas disponibles para los productores y mejorar el sustento rural: La tierra agrícola no solo proporciona alimentos, sino que, si se gestiona adecuadamente, puede prestar servicios como el secuestro de carbono, la regulación de la calidad del agua y la conservación de la biodiversidad. El pago por servicios ambientales (PSA) y la certificación para productos orgánicos y de comercio justo constituyen formas de aumentar las ganancias bajo un sistema SEM, lo cual facilita la adopción de dichas prácticas .

La gobernanza óptima de la gestión de SE requiere de la coordinación de todos los ministerios: Muchos SE clave se originan fuera de la tierra que se siembra. La forma en que se gestionan los paisajes circundantes afectará la productividad agrícola y los beneficios para la sociedad. Se necesita una mejor coordinación interinstitucional, el compromiso de los interesados y la participación de la sociedad civil.

Organización del capítulo

Este capítulo tiene tres partes principales.

La parte 1 describe los vínculos entre la agricultura, el desarrollo y el medioambiente; destaca la importancia de la agricultura para las economías nacionales de la región en términos de creación de PIB y ganancia en materia de exportaciones y empleos; y presenta un resumen de los principales SE proporcionados para y por la agricultura, junto con el marco analítico adoptado en el presente informe.

La parte 2 se centra en la evidencia económica de los costos asociados a las prácticas agrícolas no sostenibles, categorizadas como prácticas habituales no sostenibles (BAU, por sus siglas en inglés) y los beneficios financieros y económicos de las opciones sostenibles, categorizadas como gestión sostenible de ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés).

La parte 3 analiza las oportunidades y limitaciones del uso de las prácticas SEM y presenta conclusiones y recomendaciones.

PARTE 1—Servicios ecosistémicos y el sector agrícola

6.2 VINCULACIÓN DE LA AGRICULTURA, EL DESARROLLO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La agricultura, el desarrollo y los servicios ecosistémicos (SE) se encuentran vinculados estrechamente. La agricultura constituye el principal uso del agua y de la tierra y, por lo tanto, tiene un impacto importante en la base de recursos naturales de un país. El sector agrícola de países como Argentina, Brasil y Uruguay consume hasta la mitad de los recursos naturales utilizados para apoyar a la población, mientras que en Venezuela, Costa Rica y Panamá, el sector usa cerca de un cuarto de ellos (Collen *et al.* 2008). Las prácticas agrícolas sostenibles son necesarias para mantener la base de recursos naturales y garantizar la viabilidad a largo plazo del sector.

Tradicionalmente, la extensión de la frontera agrícola ha impulsado la pérdida de biodiversidad, ya que los agricultores han recurrido a la expansión en lugar de la intensificación, como medio para aumentar la producción (Harvey *et al.* 2008). Se espera que cerca del 10% al 20% de los bosques y praderas naturales del mundo se conviertan principalmente a la agricultura en los próximos 40 años si continúan las prácticas habituales no sostenibles (BAU). La conversión de los suelos será mayor en los países de bajos ingresos y en las regiones secas (EM 2005). En ALC, es probable que la presión sobre la biodiversidad proveniente de la conversión de suelos aumente la demanda de alimentos, debido al crecimiento de la población y las limitaciones de productividad en las tierras de cultivo existentes (Scherr y McNeely 2002; Meijerink y Roza 2007).

La conversión de suelos lleva a cambios sustanciales en los servicios ecosistémicos, que a veces son irreversibles. Entre los impactos sobre las tierras se encuentran la fragmentación de los hábitats naturales restantes, la pérdida de la conectividad del paisaje y la degradación de la biodiversidad. Fuera de las tierras cultivadas ocurren otros efectos: la contaminación y sedimentación de las vías fluviales, la liberación de gases de efecto invernadero, la pérdida de especies naturales, la competencia por la tierra y el escape de especies y genotipos invasores, entre otros. La agricultura también puede tener un impacto indirecto sobre SE por medio de cambios en los procesos ecológicos (por ejemplo, agua, incendios y ciclos de nutrientes, además de la dinámica de las plagas) y puede afectar la infraestructura de manera tal que se reduce su valor (Harvey *et al.* 2005).

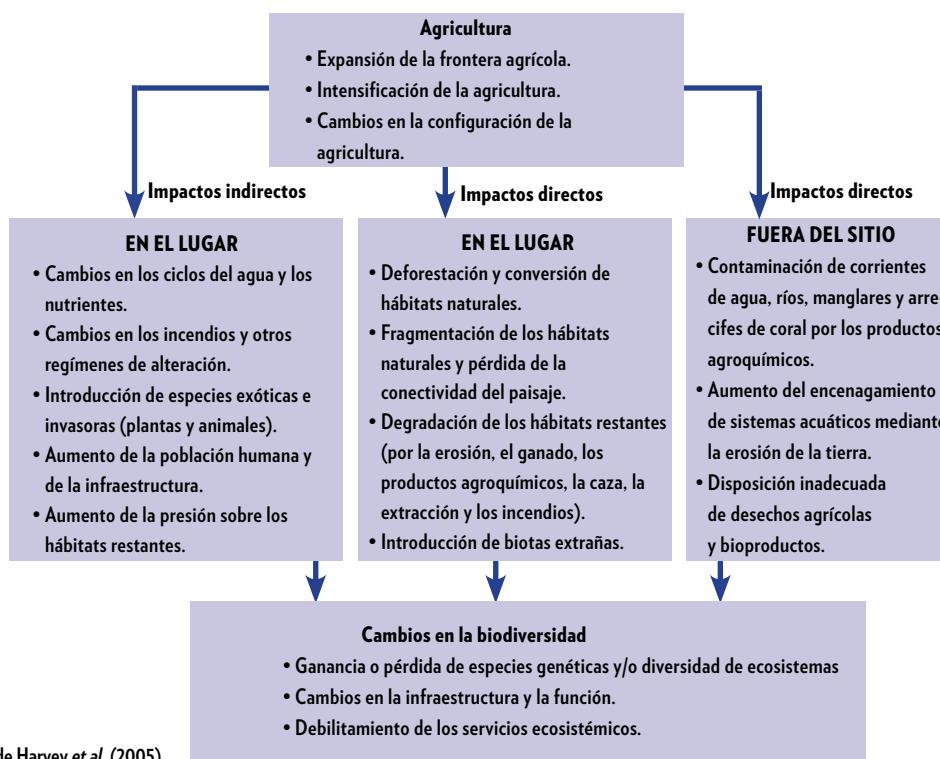
Para mostrar cómo la agricultura puede afectar la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en ALC, Harvey *et al.* (2005) analizaron tres tendencias principales en América Central: (1) la expansión de la frontera agrícola dentro de áreas forestadas, (2) la intensificación de la producción agrícola mediante el aumento del uso de insumos industriales (productos agroquímicos, semillas sintéticas, maquinaria) y (3) los cambios en la configuración de los paisajes agrícolas debido a la rotación o reemplazo de sistemas de cultivo. Estas tendencias tienen impactos directos e indirectos (figura 6.1). Muchos de estos impactos se refieren a los circuitos de retroalimentación negativa en los cuales las prácticas actuales socavan muchos de los mismos SE que necesita la agricultura.

Los impactos de la agricultura en la biodiversidad y SE que se resumen en la figura 6.1 son, en su mayoría, negativos. Representan maneras en las cuales las prácticas agrícolas socavan los procesos agrícolas futuros. Surgen de una relación dinámica entre la agricultura y su medioambiente natural y social; esta relación puede generar aportes positivos y negativos, de acuerdo con el gráfico de la figura 6.2. Los SE son capturados por las empresas de cultivo o los hogares y se convierten, mediante algunos procesos productivos, en alimento y fibra. Las flechas verdes implican responsabilidad, intención e influencia positiva a nivel empresarial. Estas son decisiones de producción e inversión a nivel empresarial. Por ejemplo, la abundancia, variedad y calidad de los productos alimentarios se ven muy influenciadas por la forma en la cual los aportes de capitales de distintos tipos, como el capital natural, se combinan en los procesos productivos para crearlos.

Los potenciales circuitos de retroalimentación surgen en la medida en la cual las decisiones de producción de alimentos e inversiones faciliten o entorpezcan la producción futura, o amplíen o reduzcan las oportunidades disponibles para la sociedad. La información positiva se ilustra con la flecha azul que sale del proceso de producción para mejorar los SE y los resultados generales no buscados de las decisiones de producción.

De manera similar, las decisiones no informadas o malas sobre SE usadas en la producción de alimentos y fibra pueden dañar la reserva y el flujo de SE, y provocar una fuga en la base de recursos y en el potencial de la empresa productiva y en la sociedad en general. Por ejemplo, las plagas, el control de enfermedades, el secuestro del carbono, los efectos climáticos, la polinización y la descomposición de desechos son SE que se ven afectados por el tipo de sistema de producción escogido, su escala, ubicación, recursos de capital, etc. Su valor se puede observar en términos de costos evitados: impedir el brote de una plaga, prescindir de servicios de polinización comercial,

Figura 6.1. Agricultura y servicios ecosistémicos: Impactos directos e indirectos



o postergación de plantas de tratamiento de aguas. Si tales SE se dañan por las formas en las cuales la agricultura se lleva a cabo (por ejemplo, las formas sugeridas en la figura 6.1), entonces la producción de futuros alimentos y fibra se verá afectada negativamente.

En la figura 6.2, los circuitos de retroalimentación negativa son análogos a los de retroalimentación positiva en su potencial para influir tanto sobre las decisiones de futura producción como sobre la sociedad en general. Estos circuitos de retroalimentación negativa se ilustran con las flechas rojas que descienden desde los procesos de producción y que afectan a los SE y a los resultados generales no buscados de las decisiones de producción. Las flechas rojas implican responsabilidad, pero no necesariamente intención; generalmente dan origen a costos externalizados.

Uso agrícola de la tierra en ALC

Comparado con otras regiones del mundo, la agricultura en América Latina se practica en forma extensiva; como es una región “rica en tierras”, esto tiene sentido económico. En promedio, 32% de ALC está cubierta de tierras agrícolas; sin embargo, esto varía considerablemente dentro de la región. Por ejemplo, la agricultura es el uso dominante en nueve países, entre los que se encuentran Uruguay

(83%) y El Salvador (74%), pero corresponde al 1% o menos del área de terreno de Guyana Francesa, Surinam y Las Bahamas (véase el cuadro 1 del apéndice).

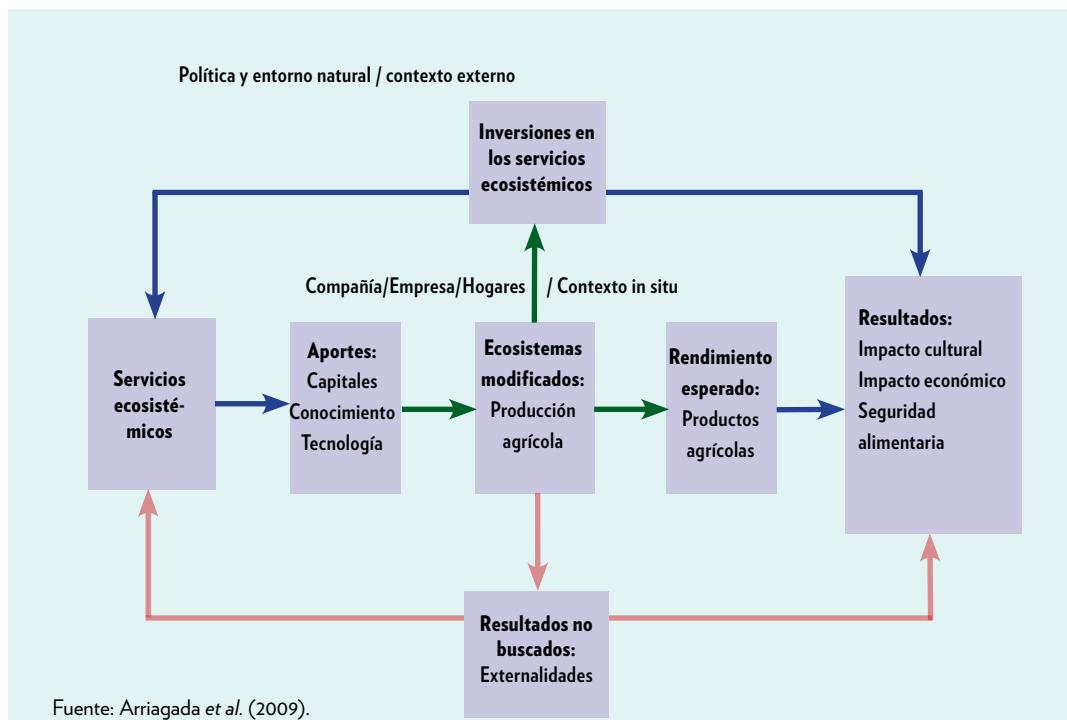
El papel de la agricultura en las economías nacionales de ALC

Contribución de la agricultura al PIB y a las exportaciones

El cuadro 6.1 muestra la contribución al **PIB de la agricultura** en 2007. El promedio para la región es de 9,6% y va desde un 0.5% en Trinidad y Tobago a un 25% en Guyana y Paraguay. En términos absolutos, varía entre \$348 millones (Dominica) y \$807.000 millones (Brasil).

La contribución de la agricultura a los flujos comerciales es importante y supera en gran medida su contribución al PIB. En promedio, las **exportaciones agrícolas** representaron un 44% del valor total de las exportaciones de ALC en 2007. El promedio por país osciló desde menos de un 5% a más de un 80% de las exportaciones totales de materias primas; los países con más de 50% de exportaciones agrícolas fueron Argentina, Paraguay, Uruguay, Belice, Honduras y Nicaragua. En el Caribe, aunque la mayoría de los países estuvieron

Figura 6.2. Servicios ecosistémicos y la agricultura: Una relación dinámica



por debajo del promedio de ALC, en San Vicente y las Granadinas y Jamaica un 43% de las exportaciones totales fueron agrícolas. Entre los principales productos de exportación se encuentran la soja, el café, el banano, la carne y el azúcar (cuadro 6.1).

Varios subsectores agrícolas regionales con una fuerte ventaja comparativa tienen un crecimiento sostenido impresionante: la soja en el cono sur, frutas y salmón en Chile, vegetales en Guatemala y Perú, flores cortadas en Colombia y Ecuador y bananos en Ecuador. La contribución de la agroindustria y de los sectores de servicios de alimentos de estos países al PIB nacional es grande, lo cual significa la existencia de fuertes vínculos progresivos (Banco Mundial 2008c). Otras áreas con altos beneficios agrícolas en ALC incluyen la costa de Chile (uvas) y partes de Argentina, Uruguay y el sureste de Brasil (ganado) (Naidoo e Iwamura 2007).

Aunque los productos agrícolas han representado para la región algunas de sus exportaciones más exitosas, surgen preocupaciones con respecto a sus efectos ambientales, como con la soja en Brasil y las flores cortadas en Ecuador y Colombia. La gestión sostenible de los cultivos para la exportación, en especial si se consideran los SE que los apoyan, será un tema cada vez más importante en el futuro.

LA CONTRIBUCIÓN DE LA AGRICULTURA A LA GENERACIÓN DE EMPLEO Y A LA REDUCCIÓN DE LA POBREZA

La agricultura es un empleador y fuente de ingresos clave en la región, especialmente en las áreas rurales. Entre el 8% y el 9% de la población de ALC trabaja en el sector agrícola. Más del 50% de la población del Caribe vive en áreas rurales, comparado con un 40% en América Central y México, y 20% de América del Sur. La agricultura contribuye de manera importante al ingreso rural en varios países, por ejemplo, 42% en Nicaragua, 47% en Guatemala y 48% en El Salvador (Banco Mundial 2008c). El porcentaje de los hogares que dependen de la agricultura (cuadro 6.1) oscila entre el 3% en Las Bahamas y el 60% en Haití; la media de ALC es de 20%.

Los niveles de pobreza en la región son altos. En América del Sur y América Central la mayoría de los países poseen niveles de pobreza superiores al 33% (cuadro 6.1). Generalmente, en los países con mayor nivel de pobreza, el sector agrícola contribuye de forma importante al PIB (Bolivia, Paraguay, Guatemala, Nicaragua y Honduras). La agricultura, fundamental en el uso del suelo y en la generación de empleos en las zonas rurales, tiene un papel clave en el mantenimiento de los hogares mediante el empleo y el suministro de alimentos asequibles.

Cuadro 6.1. Visión general del PIB, exportaciones agrícolas, niveles de pobreza y empleo agrícola

Región / País	Apporte al PIB (%) (2007 a menos que se especifique)	PIB real en millones de \$ (2007)	% de exportaciones agrícolas	Exportaciones principales	Población en situación de pobreza (%), 2009	Población que depende de la agricultura (%) ¹
América del Sur						
Argentina	8 (2006)	369.365	51	Soja y aceite de soja	N/D	8
Bolivia	11	10.715	16	Harina de trigo y soja	64	40
Brasil	4	807.080	28	Soja y carne de ave	33	11
Chile	4 (2006)	102.102	15	Uvas frescas, manzanas, peras	14	14
Colombia	10	113.517	19	Café y flores cortadas	47	15
Ecuador	7	21.977	30	Bananos y flores cortadas	43	20
Paraguay	25	8.909	83	Soja y maíz	60	30
Perú	6	76.741	14	Café y vegetales	44	24
Uruguay	9	24.878	56	Carne de bovino y arroz	N/D	10
Venezuela	4 (2004)	159.955	N/D	Semillas y frutos oleaginosos	30	6
América Central						
Belice	12 (2006)	1.168	64	Jugo de frutas y azúcar	N/D	24
Costa Rica	8	22.410	32	Bananos y piñas	19	16
El Salvador	10	15.941	42	Café y azúcar	47	27
Guatemala	12 (2005)	24.914	39	Café y azúcar	60	43
Honduras	12 (2006)	10.093	52	Café y bananos	71	27
Nicaragua	17	4.970	81	Café y ganado (carne)	69 (2001)	44
México	3	687.783	5	Tomates y otros vegetales	32	18
El Caribe						
Antigua y Barbuda	3 (2004)	912	2	Productos vegetales	N/D	20
Las Bahamas	N/D	4.938 (2002)	16	Cítricos	N/D	16
Barbados	3 (2005)	N/D	29	Soja y aceite de soja	N/D	3
Dominica	15 (2005)	348	0	Carne de ave y mle	N/D	21
Granada	5 (2006)	466	0	Harina de trigo, semillas aromáticas (nuez moscada, cardamomo)	N/D	21
Guyana	25 (2005)	818	N/D	Azúcar y arroz	N/D	15
Haití	N/D	3.953	0	n/d	N/D	59
Jamaica	3 (2004)	9.102	43	Azúcar y maíz	N/D	18
República Dominicana	12	28.100	36	Azúcar y cacao	44	12
Saint Kitts y Nevis	2 (2005)	419	0	Animales vivos	N/D	21
Santa Lucía	3 (2005)	779	0	Bananas	N/D	20
San Vicente y las Granadinas	7 (2005)	449	43	Bananos y harina de trigo	N/D	21
Suriname	5 (2006)	1.316	0	N/D	N/D	17
Trinidad y Tobago	0.5 (2006)	14.629	N/D	Jugo de fruta	N/D	7

¹ Esto comprende a todas las personas económicamente activas, al igual que a sus dependientes sin empleo.

Fuente: IICA (2008).

Recuadro 6.1. Uso del agua para la agricultura

En ALC, 73% del agua extraída desde fuentes superficiales o subterráneas se destina a la agricultura, lo que resulta similar al promedio en el mundo. Sin embargo, existen países dentro de la región, en los cuales el uso del agua para riego de actividades agrícolas supera el 90% del total de uso de agua, como los casos de Uruguay y Guyana. En muchas islas del Caribe, el uso del agua en el sector agrícola es del 20% o menos. En general, el sector agrícola exige de manera considerable más agua que el sector doméstico e industrial (véase el cuadro). Estos cálculos aproximados se basan solo en las actividades agrícolas de riego y no incluyen los sistemas de cultivo de secano, que representan cerca del 80% de la tierra agrícola del mundo (Varghese 2009).

En América Latina, las tierras sometidas a riego aumentaron en un 36% entre 1980 y 2007. En el 2007 se regaron cerca de 17,3 millones de hectáreas, lo cual representa cerca de un 11% del área cultivada de América Latina. En el Caribe, el crecimiento de la tierra sometida a riego fue de 24% (1980 a 2007), de manera que 19% de la tierra cultivada en el Caribe fue regada (FAO 2009). El arroz y otros cereales son las cosechas de riego principales en ALC representando un 58% del área regada. En América Central y las Antillas Mayores, los pastizales y el forraje constituyen más del 50% de la tierra de riego; la mitad de la demanda por tierra de riego en América Latina es para la producción de ganado

(Steinfeld *et al.* 2009). En el cono sur, las frutas, viñedos y cítricos, son las cosechas con mayor área de riego. El aumento del riego podría presagiar escasez de agua, lo que afectaría seriamente la producción de alimentos (Rosegrant *et al.* 2002; FAO 2006b en Steinfeld *et al.* 2009).

Participación de la agricultura en el uso total del agua en ALC

Subregión	km ³ de agua	% del total
México	60,3	78 %
América Central	9,4	77 %
Antillas Mayores	11,7	75 %
Guyana	1,8	96 %
Zona Andina	36,5	73 %
Brasil	33,4	61 %
Cono Sur	39,4	91 %
ALC	192,7	73 %
El mundo	2.310,5	71 %
ALC como % del mundo		8,3%

* Recursos de agua internos renovables

Fuente: FAO (2010).

6.3 EL PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL SECTOR AGRÍCOLA

Los servicios ecosistémicos

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM 2005) crea un marco para ayudar a identificar SE. La evaluación incluye **servicios de aprovisionamiento**, como alimentos y agua; **servicios de regulación**, como control de inundaciones, sequías, degradación de la tierra y enfermedades; **servicios de apoyo**, como la formación de tierra cultivable y los ciclos de nutrientes; y **servicios culturales**, como los recreativos, espirituales, religiosos y otros beneficios intangibles.

Los ecosistemas agrícolas son gestionados principalmente para producir alimentos, fibra y combustible. En el proceso, dependen de una amplia gama de aprovisionamiento de ecosistemas, servicios de regulación y

de apoyo, tales como el suministro de agua, incidencia del sol, microclima, fertilidad de la tierra, polinización, control natural de plagas y procesos de crecimiento de las plantas y fijación de carbono (Zhang *et al.* 2007). Estos SE determinan la capacidad biofísica subyacente de los agroecosistemas (Wood *et al.* 2000). Algunos de estos servicios pueden sustituirse por insumos producidos por el hombre (por ejemplo, el fertilizante y los trabajos de mitigación de inundaciones). En otros casos, no es posible realizar una sustitución, lo que hace que estos SE no solo sean insumos, sino también instalaciones irremplazables de “mantenimiento de la vida” para actividades agrícolas.

El flujo de SE depende no solo de la gestión de los agroecosistemas en el lugar, sino que también de la diversidad, el funcionamiento y la gestión del paisaje en el cual estos servicios están insertos (Zhang *et al.* 2007). Muchos organismos que prestan servicios a la agricultura no habitan en los campos agrícolas, sino que viven en el paisaje que los rodea, estos organismos se pueden mover entre los hábitat naturales, los setos y los campos. Una mala gestión a ambas escalas puede provocar externalidades negativas, que a la larga, reducen la productividad, incrementan los costos e impactan a la sociedad,



como la contaminación diseminada de las vías fluviales, el consumo excesivo del agua, la erosión de los suelos y el cambio climático. Las siguientes secciones describen los servicios que los ecosistemas brindan a la agricultura y los que los reciben de esta, y cómo la gestión de los terrenos agrícolas y paisajes circundantes pueden afectar a estos sistemas.

APROVISIONAMIENTO

Generalmente se piensa que los servicios de aprovisionamiento son los productos que las personas obtienen de los ecosistemas, como el alimento. Aquí nos centraremos en los que son utilizados por la agricultura: aportes naturales como el agua fresca, los nutrientes y los recursos genéticos (EM 2005). Algunos de los principales servicios se analizan a continuación.

El suministro de agua se ve afectado por las decisiones de manejo agrícola con respecto a prácticas de consumo e irrigación, uso de productos agroquímicos, conservación de la tierra y disposición de los residuos. Los circuitos de retroalimentación negativa del uso del agua para fines agrícolas son demasiado frecuentes. Las cosechas y el ganado dependen de fuentes confiables de agua lo suficientemente limpia. Por su parte, las aguas subterráneas y superficiales son influenciadas por la agricultura en cuanto a la calidad y cantidad disponible para sus propios propósitos, para otros usos humanos y para el flujo descendente de los ecosistemas naturales.

Nutrientes y disponibilidad de energía: La agricultura depende en gran medida de los procesos naturales que ponen tierras de pastoreo nutritivas a disposición de pastores y ramoneadores y luz de sol y nutrientes para las plantas de cultivo. Tales SE se dan por sentado hasta que las circunstancias limitan su disponibilidad, por ejemplo, cuando las tormentas de polvo o el esmog ocultan el sol, cubren las hojas y deterioran el metabolismo.

Recursos genéticos: La agricultura depende en gran medida de la diversidad genética, siendo ésta la materia prima para la selección natural y artificial. La diversidad genética es crucial para el mantenimiento de

la productividad, pues muchos cultivos no podrían conservar su calidad comercial sin los aportes genéticos regulares de sus parientes naturales (de Groot *et al.* 2002). La diversidad genética a nivel de las cosechas también puede mejorar la producción de biomasa por unidad de tierra, mediante la mejor utilización de nutrientes y menores pérdidas causadas por plagas y enfermedades (Zhang *et al.* 2007). Una escasa diversidad genética hace a las cosechas más susceptibles a pérdidas causadas por epidemias y catástrofes (Zhang *et al.* 2007). Por lo tanto, los recursos genéticos proporcionados por y para la agricultura sirven para aminorar el riesgo, al igual que para aumentar la producción.

SERVICIOS DE REGULACIÓN

Los servicios de regulación se obtienen del equilibrio de los procesos de ecosistemas, lo que incluye el mantenimiento de la calidad del aire, la regulación del clima, el control de la erosión, el control de plagas y enfermedades y la purificación del agua (EM 2005). Los servicios de regulación se encuentran entre los más diversos SE que se prestan a la agricultura. Los paisajes agrícolas son afectados por y contribuyen a la dinámica de la población de los polinizadores, las plagas, los agentes patógenos y la vida silvestre, así como por las fluctuaciones en la pérdida de tierras cultivables, la calidad y el suministro del agua, las emisiones de gases de efecto invernadero y el secuestro de carbono. Algunos ejemplos:

El **control de inundaciones** es un SE que se presta para y por la agricultura. Los ecosistemas intactos son elementos críticos en el control natural de las inundaciones, ya que hacen más lenta la acumulación de aguas en los ríos, protegen las riberas y los diques naturales, disminuyen la velocidad de las corrientes y las encauzan, atenuan los efectos de las mareas tormentosas a lo largo de la costa, entre otras cosas. La tierra agrícola puede, de forma similar, paliar las inundaciones por medio del almacenamiento de agua, el aumento de la infiltración y mediante la disminución de la velocidad del flujo sobre el terreno o, por el contrario, perjudicar la infiltración y los atributos del flujo. La gestión deficiente de las tierras agrícolas y paisajes de apoyo (tales como las zonas de montaña y los humedales) puede contribuir a la inundación de cosechas y de otras áreas aguas abajo. La compactación de la tierra y la eliminación de la vegetación, aumentan las tasas de descenso de flujo y pueden contribuir a las inundaciones, la sedimentación y al riesgo de aguas abajo.

La **regulación del clima**, tanto mundial como local, es otro SE. Los microclimas favorables —temperatura, precipitación y regímenes de viento— confieren ventajas a los cultivos. La estabilidad de climas locales apropiados depende en parte de la regulación atmosférica que está influenciada por el funcionamiento de los ecosistemas agrícolas y sus paisajes de apoyo. La agricultura es vulnerable a los cambios climáticos, ya sean locales o mundiales; a pesar de eso, las prácticas de cultivo contribuyen a la emisión de gases de efecto invernadero: cerca de un tercio de las emisiones de CO₂ mundiales y la mayor parte del metano (proveniente del ganado y de la inundación de arroz) y

óxido nitroso (principalmente de los fertilizantes). La conversión de bosques en terrenos para la agricultura es una importante fuente de liberación de CO₂. La agricultura también puede ser un sumidero de carbono si lo almacena sobre y bajo la tierra. Además, las prácticas de cultivo pueden ofrecer opciones para adaptarse al cambio climático.

Control de enfermedades, plagas y desechos: Las bacterias, los hongos y los artrópodos son importantes, tanto por el daño que algunos de ellos causan, como por los servicios vitales en el control de plagas y enfermedades que otros proporcionan. Estos descomponen los desechos, y así reciclan nutrientes, reducen la exposición a las plagas y enfermedades, y proporcionan SE de un importante valor económico a la industria del ganado, entre otros (Zang *et al.* 2007). El control natural de plagas lo llevan a cabo depredadores y parasitoides generales y especializados, entre los cuales se encuentran las aves, los murciélagos, las arañas, los escarabajos, los insectos, los mántidos, las moscas y las avispas, y también los microorganismos (Zang *et al.* 2007). En el corto plazo, este SE suprime el daño y mejora el rendimiento, y en el largo plazo contribuye a muchos equilibrios ecológicos que evitan que los organismos de pestes y enfermedades se conviertan en plagas (Zhang *et al.* 2007). La conservación de los enemigos naturales de las plagas de las cosechas respalda el manejo integrado de plagas (MIP) y proporciona un control de plagas autorrenovable que se altera fácilmente durante la intensificación agrícola (Secretaría de la Iniciativa Africana sobre los Polinizadores 2003).

SERVICIOS DE APOYO

Los servicios de apoyo son aquellos necesarios para producir otros SE, tales como la producción primaria, la liberación de oxígeno y la formación de tierra cultivable (EM 2005). Entre los servicios de apoyo prestados a la agricultura están la estructura y fertilidad de la tierra cultivable, la polinización, el ciclo de nutrientes y la producción primaria.

Estructura y fertilidad de la tierra: La tierra se forma a partir de la desintegración de la roca, la adición de materia orgánica y la liberación de minerales. La formación de la tierra es un proceso lento; la tierra natural se puede crear a una tasa de solo unos pocos centímetros por siglo. Después de la erosión, la regeneración de la tierra desde el lecho de roca puede demorar 100 a 400 años (Pimentel y Wilson 1997). Si se considera la escala de tiempo, en muchas situaciones, la tierra cultivable se puede calificar como un recurso no renovable.

Los SE derivados de la formación de tierra cultivable se relacionan con el mantenimiento de la productividad de las cosechas en tierras cultivadas y con la integridad y el funcionamiento de los ecosistemas naturales (de Groot *et al.* 2002). La estructura y fertilidad de la tierra desempeñan una función esencial en la determinación del lugar en el cual se dan los distintos tipos de cultivo, y de la cantidad y calidad de la producción agrícola (Zhang *et al.* 2007). La tierra es cada vez más reconocida como una fuente de múltiples funciones que proporciona SE adicionales, tales como la purificación del agua, el sustento de la biodiversidad, un sumidero de CO₂ y servicios culturales de importancia (Montanarella 2008).

Las tierras son extremadamente diversas, con propiedades que pueden cambiar de manera abrupta o lenta a lo largo de pendientes extensas. La degradación de tierras cultivables, mediante la erosión, el agotamiento de nutrientes, la contaminación, la compactación, la pérdida de biodiversidad, etc., no solo altera la fertilidad de los suelos y los rendimientos de los cultivos, sino también aspectos externos, como la presencia de infraestructura encenagada, emisiones de CO₂, contaminación de agua y alimentos y aumento en el riesgo de inundaciones y aluviones (Montanarella 2008). La degradación de tierras cultivables se exacerba con prácticas agrícolas no sostenibles y varía en forma significativa según el tipo de suelo, la tecnología y las precipitaciones.

La polinización es quizás el SE más conocido que realizan los insectos (Losey y Vaughan 2006). La producción de un 75% de las cosechas más importantes del mundo y un 35% de los alimentos depende de la polinización animal (Klein *et al.* 2007). Los más conocidos son las abejas, pero las aves, los murciélagos, las mariposas, los escarabajos, las moscas y otros insectos también son importantes. Los polinizadores silvestres pueden anidar en los campos (por ejemplo, las abejas que anidan en la tierra) o pueden volar desde nidos ubicados en los hábitats cercanos para polinizar los cultivos (Ricketts 2004). La polinización de vectores naturales mejora la productividad y, en algunos casos, la calidad del producto. Los insectos polinizadores son esenciales en muchos cultivos de frutas y verduras; conforme se eleva la productividad agrícola, también aumenta la demanda de polinizadores. La explotación de campos más extensos y la simplificación de paisajes para fines agrícolas implican el riesgo de eliminación de los hábitats de los polinizadores (Secretaría de la Iniciativa Africana sobre los Polinizadores 2003). La conservación de polinizadores silvestres en los hábitats adyacentes a la actividad agrícola mejora tanto el nivel como la estabilidad de la polinización, con lo cual se incrementan los rendimientos y los ingresos económicos (Klein *et al.* 2003).

Ciclos de nutrientes: La vida en la Tierra depende de la circulación continua de 30 a 40 de los 90 elementos químicos que existen en la naturaleza. Muchos aspectos de los ecosistemas naturales facilitan los ciclos de nutrientes a escala local y mundial. Por ejemplo, los organismos de la tierra cultivable descomponen la materia orgánica y liberan nutrientes para el crecimiento de las plantas, en el agua subterránea y en el aire. La migración de insectos, aves, peces y mamíferos ayuda a trasladar nutrientes entre ecosistemas. Los SE derivados de los ciclos de nutrientes están vinculados con el mantenimiento de la tierra cultivable y la regulación de los gases, el clima y el agua (de Groot *et al.* 2002).

SERVICIOS CULTURALES

Los servicios culturales son aquellos beneficios inmateriales que las personas obtienen de los ecosistemas naturales y agrícolas mediante el enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas (EM 2005). Estos SE culturales influyen en la agricultura y ayudan a moldear el entorno socioeconómico para este sector productivo. Entre los valores más comunes se encuentran

el aprecio por los espacios abiertos, los paisajes rurales y el legado cultural de los estilos de vida rural, la cacería recreativa y el turismo. En Guatemala, los valores espirituales de la cultura maya (conexión con los ancestros y la naturaleza) se expresan mediante el cultivo de maíz, incluso con unas cuantas pilas en la ciudad. Estos SE son muy subvalorados en la economía de mercado (Swinton *et al.* 2007), pero pueden ser muy apreciados por las personas que se movilizan por la defensa de la biodiversidad o el consumo de productos certificados.

6.4 MARCO ANALÍTICO

Esta sección presenta un marco de análisis de los costos y beneficios que genera la promoción de un uso sostenible de los SE, mediante la adopción de prácticas de gestión sostenibles. Se contrastan dos enfoques generales: las prácticas habituales no sostenibles (BAU) y la gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). Ambos sistemas tienen impactos positivos y negativos, en el corto y en el largo plazo, sobre la productividad agrícola, el rendimiento, los beneficios sociales y, en particular, los SE. En teoría, se puede asignar un valor a estos impactos para calcular el aporte de beneficios y costos económicos a la agricultura y a la sociedad.

Los modelos BAU y SEM no se consideran diametralmente opuestos. Más bien, la tesis de este capítulo es que si bien el enfoque

BAU puede ser apropiado en la fase inicial del desarrollo y crecimiento agrícola de ALC, a medida que se llenen los espacios abiertos, los procesos de los ecosistemas sufran presión y sea menos factible externalizar los impactos externos, comenzará a ser lógico transitar hacia el sistema SEM, y esa experiencia regional con los métodos SEM, junto con sus resultados favorables y los costos ascendentes del BAU, han determinado que el momento de esa transición esté muy próximo.

Definición de BAU y SEM para la agricultura en ALC

PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

Las prácticas habituales no sostenibles se refieren a aquellas prácticas agrícolas que son comunes y que han formado el sector agrícola con las dimensiones descritas anteriormente, y han sido puestas en práctica por la agroindustria, las grandes plantaciones de exportación y los negocios familiares de todos los tamaños. El punto en común de estas prácticas es su énfasis en el logro de resultados financieros de mediano plazo sobre la base de los costos generados en las tierras y

los procesos agrícolas. La toma de decisiones no considera los costos externalizados, el valor de los SE que sostienen los procesos de producción ni los efectos de los impactos externos (como la muerte de peces a causa de aguas contaminadas con pesticidas). Aunque estos sistemas BAU pueden generar buenas utilidades en el corto plazo, también implican costos para la sociedad (externalidades); en el largo plazo, es probable que su productividad merme debido al agotamiento o daño de los SE de los cuales dependen.

El enfoque BAU no toma en cuenta las relaciones que existen entre las decisiones de producción, el ambiente y las metas sociales más generales. Las prácticas BAU pueden ser menos que óptimas debido a que utilizan los recursos naturales en forma excesiva, causan contaminación o residuos innecesarios, no mantienen su base de recursos ni están en armonía con los objetivos sociales y culturales generales. Estos sistemas BAU tienden a tener un alto impacto ambiental con poca sostenibilidad, pero con frecuencia resultan atractivos dados sus niveles de ganancias, al menos en un comienzo.

**Los amplios efectos de las prácticas SEM
mantendrán y fortalecerán los diversos tipos de SE.**

GESTIÓN SOSTENIBLE DE ECOSISTEMAS

La gestión sostenible de los ecosistemas se refiere a las prácticas agrícolas que potencian los procesos naturales para producir ganancias perdurables a niveles atractivos. Este enfoque de consolidación natural implica una transición de las prácticas BAU hacia otras que son económicamente eficientes en el largo plazo, con lo cual los impactos negativos de producción se interiorizan en la base de recursos naturales y en la sociedad. Los enfoques SEM mitigan las externalidades ambientales negativas o simplemente impiden estos puntos negativos.

El enfoque SEM básico consiste en pasar de un esquema de producción con alto impacto a otro con bajo impacto, diversificar los sistemas de cultivo y racionalizar el paisaje agrícola. Entre las opciones SEM se cuentan las prácticas de conservación de la tierra cultivable y el agua, el uso de regímenes de policultivo y multicultivo, los cultivos orgánicos, la adopción de producciones con poca labranza o sin labranza, el manejo integrado de plagas y los sistemas agroforestales. La gestión de bajo impacto se centra en un mejor uso de los SE, con una utilización más eficiente y selectiva de las sustancias químicas agrícolas, con lo cual se minimiza el uso de pesticidas y disminuyen la escorrentía, la erosión y la liberación de contaminantes a las corrientes de agua. Con frecuencia, estos cambios se traducen en beneficios económicos gracias a la reducción en el costo de los insumos. Otra opción es la configuración del paisaje agrícola: es posible que resulte económicamente razonable conservar las áreas frágiles o degradadas como un hábitat natural o como arboledas y ubicar los terrenos cultivados en lugares que cuenten con taludes, tierras cultivables y condiciones de

producción adecuadas (Harvey *et al.* 2005). La organización y el empoderamiento de las comunidades o asociaciones de productores: con frecuencia, estas estrategias se utilizan para apoyar el proceso de cambio, ya que los esfuerzos aislados ofrecen pocas oportunidades de sinergia, economías de escala e intercambio del conocimiento. Los esfuerzos aislados son más proclives al fracaso.

La distinción entre BAU y SEM se aplica tanto a cultivos comerciales de gran escala como a los minifundios. Los amplios efectos de las prácticas SEM mantendrán y fortalecerán los diversos tipos de SE (Pagiola 1998).

El cuadro 6.2 ilustra los impactos ambientales asociados con BAU en algunas materias primas clave y potenciales prácticas de gestión para mitigar esos efectos en una transición hacia SEM.

Muchas prácticas agrícolas de producción no son sostenibles. En el largo plazo, es probable que estas prácticas tengan consecuencias económicas tanto para los agricultores como para las economías nacionales. La parte 2 examina los costos económicos asociados con las prácticas BAU de la región y los beneficios económicos de una transición hacia prácticas de producción sostenibles.

Cuadro 6.2. Impactos de BAU en comparación con las prácticas de manejo SEM

Materia prima	BAU: Impacto ambiental considerable	SEM: Potenciales prácticas de gestión
Bananas	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del bosque primario Erosión y degradación del suelo Exposición de trabajadores a pesticidas Uso y escorrentía de productos agroquímicos Residuos sólidos Uso y contaminación del agua 	<ul style="list-style-type: none"> Manejar las plantaciones para cultivo continuo. Reducir el uso de sustancias químicas agrícolas (por ejemplo, fertilizantes y pesticidas). Adoptar programas adecuados de manejo integrado de plagas. Disminuir los materiales de envoltorio; producir <i>in situ</i> en la medida de lo posible. Bajar la cantidad de residuos y eliminarlos en forma correcta. Utilizar los estanques de sedimento para controlar la escorrentía. Fiscalizar la conservación de zonas de amortiguación ribereñas.
Ganado	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del hábitat Sobrepastoreo Producción en corrales de engorde Producción de forraje Compactación de suelos, pérdida de fertilidad Emisión de gases metano con efecto invernadero 	<ul style="list-style-type: none"> Sitio y operaciones de construcción bien planificadas y sostenibles Evitar el sobrepastoreo: rotación en el uso de los pastizales. Proteger las áreas ribereñas. Mejorar la asimilación de los alimentos. Mejorar la gestión de residuos. Disminuir el uso de sustancias químicas y antibióticos. Producción de reses con menor contenido de grasa y carnes más magras. Fomentar tierras agrícolas integradas con mayor capacidad de carga. Mejorar el manejo y la rotación de pastizales. Proteger o mejorar la calidad del agua.
Yuca	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del hábitat Erosión y degradación del suelo 	<ul style="list-style-type: none"> Recuperar el hábitat existente en lugar de convertir uno nuevo. Disminuir la erosión de la tierra cultivable (uso de cultivos de protección, sistemas con poca labranza).
Cacao	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del bosque primario Erosión y degradación del suelo Uso y escorrentía de productos agroquímicos 	<ul style="list-style-type: none"> Modelar la expansión y mantener la viabilidad del cacao de sombra. Aumentar la eficiencia en el uso de sustancias químicas agrícolas. Diversificar las fuentes de ingreso económico. Reducir el uso de agua y crear subproductos. Promover el cacao a pleno sol en suelos degradados. Trabajar con los gobiernos para controlar la expansión del cacao. Trabajar con los proveedores para “ecologizar” la cadena de abastecimiento.
Café	<ul style="list-style-type: none"> Conversión de bosques Contaminación con sustancias químicas agrícolas Exposición de trabajadores a pesticidas Efluentes de procesamientos 	<ul style="list-style-type: none"> Detener la expansión de la producción de café hacia bosques naturales. Disminuir y mejorar el uso de fungicidas y pesticidas peligrosos. Diversificar la producción y las fuentes de ingreso económico. Incorporar estrategias de barbecho. Bajar la cantidad de insumos, como sustancias químicas agrícolas, agua para procesamientos, etc.
Maíz	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del hábitat Erosión y degradación del suelo Insumos agroquímicos Uso y contaminación del agua 	<ul style="list-style-type: none"> Adoptar la labranza de conservación. Aumentar la materia orgánica de la tierra cultivable. Usar microorganismos para descomponer el exceso de nutrientes. Utilizar la rotación de cultivos y los policultivos.
Sorgo	<ul style="list-style-type: none"> Conversión del hábitat Erosión y degradación del suelo Uso muy elevado de sustancias químicas agrícolas Intoxicación de herbívoros Peligros de incendio 	<ul style="list-style-type: none"> Reconstruir la tierra cultivable. Disminuir el uso de pesticidas. Diseñar pagos por secuestro de carbono. Manejar el ensilado para impedir la toxicidad. Tratar los efluentes de ensilado.

Fuente: Harvey *et al.* (2005).

PARTE 2—Análisis económico del sector agrícola de ALC

6.5 COSTOS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS COMO RESULTADO DE LAS PRÁCTICAS BAU

Esta sección presenta evidencia de los costos económicos, si los hay, que tienen las prácticas agrícolas no sostenibles del enfoque BAU, como el impacto en los paisajes y ecosistemas circundantes. Como se analizó previamente, la agricultura depende de una gama de SE, que si son mal administrados, pueden conllevar pérdidas para el sector y mayores costos para la sociedad.

Esta sección considera los costos y las compensaciones en cinco áreas que han caracterizado a la agricultura BAU en ALC. Cada una ejemplifica el tema de la degradación de servicios en los ecosistemas:

- extensión e intensificación del sector ganadero
- intensificación del sector agropecuario
- erosión de suelos
- uso de pesticidas y otras sustancias químicas agrícolas
- agricultura de cultivos de exportación

Costo de la extensión e intensificación del sector ganadero

El principal cambio en el uso del suelo en la América Latina tropical durante los últimos 40 años ha sido la extensa conversión de bosques en tierras de pastoreo para producción ganadera (Harvey *et al.* 2005). Entre 1981 y 1990, la región perdió 75 millones de hectáreas de bosque, la mayoría de las cuales se transformaron en tierras ganaderas. La producción agropecuaria contribuye a una serie de problemas ambientales, tales como el calentamiento global, la degradación de suelos, la contaminación atmosférica y de las aguas y la pérdida de biodiversidad (FAO 2006 en Steinfeld 2009).

En el Amazonas, los pastizales no permanecen productivos por mucho tiempo, en especial, sin un buen manejo (Hetch 1993). Los bosques con mucha biomasa sobreviven en suelos ácidos deficientes, porque cuentan con complejos sistemas circulación de nutrientes. Cuando se talan bosques para convertirlos en pastizales, aparece un flujo de nutrientes cuando los elementos conservados en la biomasa son

liberados hacia el suelo. Con la lixiviación, la escorrentía y la compactación de suelos por parte del ganado, los nutrientes descienden rápidamente hasta niveles inferiores a los necesarios para mantener los pastizales productivos. En 2006, un total de 9,8 millones de hectáreas fueron clasificadas como tierras de producción agrícola degradadas; es decir, casi 10% de la superficie de pastizales plantados y 3,0% de la superficie de establecimientos rurales (Instituto Brasileño de Geografía y Estadística 2006).

En 1985, el ganado solo representaba 30% de la producción agrícola, ocupando hasta 63% de las tierras agrícolas de Brasil (Andersen 1997). La cría de ganado generaba alrededor de \$20/ha al año, en comparación con \$41/ha en el caso de la agricultura, lo cual refleja que la productividad por hectárea de la cría de ganado es relativamente baja.

Dos décadas después, la cría de ganado era incluso más dominante. El número de cabezas en el Amazonas creció en más del doble y pasó de 26 millones en 1990 a 57 millones en 2002 (Kaimowitz *et al.* 2004). La región tenía 18% del ganado de Brasil y ahora tiene casi un tercio. De hecho, el 80% del aumento en la población de ganado de Brasil durante este período ocurrió en el Amazonas, en tanto que en 2006 el ganado ocupaba el 80% de las tierras ya utilizadas del Amazonas (Greenpeace 2006); es decir, casi seis hectáreas de pastizales por cada hectárea de tierra de cultivo.

Entre las explicaciones sobre la expansión de pastizales se cuentan las condiciones de mercado favorables para el ganado, los créditos ganaderos con subvenciones gubernamentales, las normas sobre tenencia de la tierra que fomentan la deforestación para el establecimiento de derechos sobre la propiedad y el bajo costo de las tierras (Kaimowitz *et al.* 2004). En México, las decisiones orientadas a este tipo de ganancias para el mercado privado pueden llevar a que los terratenientes conviertan bosques tropicales nubosos subalpinos en haciendas para la producción de ganado, a pesar de las cuantiosas pérdidas no mercantiles que esto traería a la sociedad en cuanto a SE (Martinez *et al.* 2009).

Como los mercados valoran en forma moderada las tierras forestales de la América Latina tropical, y la tala de bosques suele constituir un medio cómodo para reclamar una pretensión sobre aquellas tierras “no utilizadas”, desde la óptica de un agricultor particular, la cría extensiva de ganado mediante la conversión de bosques en pastizales parece perfectamente racional, más aún si existen subvenciones para los créditos destinados al sector ganadero. El precio de una hectárea de pastizal supera por mucho el de una hectárea forestal. El forraje es la única fuente de alimentación para el ganado (Mertens *et al.* 2002). Sin



embargo, en regiones más desarrolladas de América del Sur y Central con márgenes forestales más antiguos, los agricultores tienden a producir ganado en forma más intensiva, con el fin de evitar la degradación de los pastizales y el alto costo de la expansión (White *et al.* 2001).

Desde una perspectiva histórica, la expansión de la frontera agrícola hacia áreas forestales en el Amazonas ha servido como una “válvula de seguridad” para la instalación de agricultores sin tierras. Los principales factores que determinan la expansión de la ganadería son de carácter financiero, como la renta de las tierras y los precios de la carne de res (Frickmann *et al.* 2007). En Brasil, las agresivas políticas de desarrollo implementadas durante el período comprendido entre 1960 y 1985 distorsionaron los incentivos económicos. Los títulos de propiedad se concedieron en forma proporcional a la cantidad de tierras convertidas. Como la cría de ganado tenía costos de inversión relativamente bajos y, además, garantizaba subvenciones gubernamentales muy atractivas, junto con franquicias tributarias, la conversión hacia la cría de ganado pasó a ser una forma atractiva de adquirir tierras (Andersen 1997). A medida que escaseen las tierras, subirán los precios. Con la eliminación de las subvenciones perversas, este aumento de precio debería estimular métodos de producción más intensivos.

En ALC ha ocurrido una transición de la explotación forestal a la expansión de la tenencia de tierra mediante la cría de ganado de bajo impacto, con lo cual se han consolidado prácticas más sostenibles. Almeida y Uhl (1995) compararon el valor neto actual de las distintas prácticas de uso de tierras en el Amazonas. Los resultados demuestran que, entre todos los enfoques de manejo, los pastizales son menos rentables que los cultivos agrícolas y en realidad producen ganancias negativas con el modelo BAU. Los métodos sostenibles intensivos ofrecen las mejores ganancias para el manejo de pastizales y son más rentables que la tala, pero menos rentables que los cultivos agrícolas. Las prácticas intensivas de cultivo también son conocidas por ofrecer mejores oportunidades de empleo entre todos los usos de la tierra que fueron estudiados.

Chillo y Ojeda (2010), en un estudio sobre la producción rotativa de ganado en Mendoza, Argentina, demuestran que los beneficios productivos generados por los sistemas SEM, donde los terrenos de producción agrícola se dividen en secciones que los rebaños utilizan en forma secuencial, a lo cual sigue un lapso de barbecho, ofrecen una producción de carne de res 57% superior a los sistemas BAU tradicionales. Este aumento en la productividad se traduce en mayores beneficios monetarios netos. Lo anterior muestra una tendencia de cambio de las prácticas BAU a un modelo SEM a medida que se pasa de una expansión de la frontera agrícola a sistemas consolidados de producción intensiva.

Costo de la intensificación agropecuaria

A medida que escasean los terrenos disponibles, se intensifican las prácticas agrícolas. En términos generales, se considera que la “intensificación sostenible” es una estrategia viable para aumentar la producción y reducir la presión de expandir la frontera agrícola. El potencial productivo es enorme. Basta con ver las ganancias obtenidas en los programas agroforestales o en las plantaciones de exportación certificadas, como los que han surgido para el café, el cacao, las bananas, las flores y otros.

Sin embargo, si no se practica en forma sostenible, la intensificación puede generar una serie de impactos negativos. La degradación de tierras cultivables (por ejemplo, salinización, pérdida de materia orgánica, erosión de la capa fértil) y los impactos en la salud son ejemplos de potenciales efectos ambientales negativos de una agricultura intensiva. El agotamiento de las aguas subterráneas, la contaminación agroquímica (por ejemplo, pesticidas) y la pérdida de biodiversidad constituyen ejemplos de efectos locales externos o externalidades de la producción, que pueden ser el resultado de una agricultura intensiva no sostenible. Por ejemplo, el bombeo excesivo de aguas subterráneas ha provocado el ingreso de agua salada a una razón de 1 km al año en el litoral de Hermosillo, México. Las emisiones de gases con efecto invernadero, los brotes de zoopatologías y la pérdida de diversidad genética en los cultivos son otros ejemplos de los efectos que causa una producción agrícola intensiva (Banco Mundial 2008). Los mismos forman parte de un conjunto de círculos de retroalimentación negativa que limita las ganancias económicas netas bajo el modelo BAU.

El uso de subsidios para dar apoyo a la agricultura BAU ha sido generalizado. Muchos de esos subsidios se consideran perversos porque distorsionan los mercados y fomentan las externalidades. Además de ser usados como mecanismo de apoyo para la transformación de bosques en tierras de producción ganadera, como se mencionó anteriormente, con frecuencia los subsidios se emplean para promover el uso de sustancias agroquímicas. La experiencia de los subsidios para fertilizantes en India ilustra las implicaciones de amplio alcance social que tienen dichas políticas (recuadro 6.2).

Costo de la erosión de los suelos

Estudios recientes indican que más del 40% de las tierras agrícolas del mundo presentan una degradación de moderada a extrema, lo cual disminuye en 13% la productividad de los cultivos. Esto puede tener efectos en: (1) la oferta agregada o el precio del producto agrícola, (2) los ingresos económicos de la agricultura y el crecimiento económico, (3) el consumo en los hogares agrícolas pobres y (4) la riqueza nacional (Wood *et al.* 2004; Winters *et al.* 2004).

Como resultado de las prácticas BAU, se considera que el 38% de las tierras en el Ecuador se encuentran en alto riesgo de degradación. Las pérdidas de fertilidad en los suelos han llevado a la adquisición de costosas sustancias agroquímicas importadas. Se calcula que en Guatemala la agricultura BAU genera la pérdida de 299 millones de m³ de tierra cultivable cada año. Lo anterior ha causado la sedimentación de vías fluviales y altos niveles de eutrofización. El costo de recuperación de tan solo dos lagos turísticos —Izabal y Atitlán— supera los \$653 millones. Estas condiciones son ejemplos de un costo BAU externalizado.

En ALC, una evaluación del equilibrio de los nutrientes en la tierra cultivable (es decir, de la diferencia entre la entrada y salida de nutrientes) realizada por país y por cultivo específico indica que en la mayoría de los cultivos y de los sistemas de cultivo, el equilibrio de nutrientes es negativo, aunque en general las tasas de agotamiento parecen estar declinando (Henao y Baanante 1999). Los impactos de la degradación de suelos y del agotamiento de los recursos de tierras cultivables tienen implicaciones económicas profundas en países de bajos ingresos, lo cual amenaza las perspectivas de crecimiento económico y bienestar humano. Desde la perspectiva del agricultor, los costos de la erosión de suelos incluyen mayor gasto en fertilizantes, pesticidas, equipos, mano de obra y pérdida de producción en los cultivos. Un estudio realizado en Laos (un pequeño país del sudeste asiático) calcula que la pérdida de nutrientes tiene un costo de \$105/ha, sobre la base del costo de sustitución de nutrientes por fertilizantes, y de considerables reducciones de precio en la renta de tierras a causa de la erosión de las tierras cultivables, lo cual produce un costo financiero promedio estimado de agotamiento de nutrientes de \$169/ha/anual (Pelletreau 2004). En Costa Rica, la erosión anual de las tierras de cultivo y pastoreo elimina nutrientes que equivalen al 17% del valor de los cultivos y 14% del valor de los productos ganaderos (Repetto 1992). Los costos asociados al manejo de tierras con enfoque BAU están parcialmente externalizados, como lo es la sedimentación aguas abajo; la pérdida de fertilidad se refleja en el círculo de la retroalimentación negativa de los modos reportados para Laos.

Beneficios y costos de los pesticidas

El rendimiento de los cereales en ALC se ha triplicado desde 1960, en parte, debido a la irrigación, a variedades mejoradas de cultivos, al uso

de pesticidas y al uso de fertilizantes. El rendimiento de los cereales muestra que las economías de escala de Brasil y Chile, por ejemplo, tienen cosechas en aumento que superan el umbral de las 1000 hectáreas. Sin embargo, esta alza en la productividad, que resulta del incremento en la compra de insumos, conlleva algunos costos ocultos de importancia (Muñoz-Piña y Forcada 2004).

Cole *et al.* (2000) analizaron el costo económico de las enfermedades provocadas por la intoxicación con pesticida en la altiplanicie de Ecuador. En cincuenta casos reportados de la región de Montufar (1991-92),

Recuadro 6.2. Los impactos de los subsidios para fertilizantes en India

India ha subsidiado en forma significativa el uso de fertilizantes durante más de tres décadas. El incremento de la demanda y el precio en alza de los hidrocarburos, componente principal de muchos fertilizantes, han elevado el costo de los subsidios anuales en India a más de \$20.000 millones en 2009, cifra que llegaba a \$640 millones en 1976.

Estos subsidios no se reflejan en incrementos de la productividad; aún así, crean distorsiones, como el uso excesivo de urea. El uso de urea es tan degradante para los suelos que ha causado un descenso en el rendimiento de algunos cultivos. Por ejemplo, India actualmente produce menos arroz por hectárea que sus vecinos de Pakistán, Sri Lanka y Bangladesh. Las importaciones de arroz están en ascenso. Como resultado de lo anterior, hoy en día India gasta en alimentos importados casi el doble de lo que invertía en 2002. Las importaciones de trigo llegaron a 1.700 millones de toneladas en 2008, en comparación con las 1.300 toneladas de 2002 (Ministerio de Agricultura).

El gobierno adoptó un nuevo programa de subsidios en 2010, el cual se dará a los agricultores incentivos para el uso de una mejor mezcla de nutrientes, aunque no desaparecerá el subsidio a la urea. Lo anterior quiere decir que los agricultores seguirán teniendo un incentivo para exagerar el uso de este insumo, con los consiguientes efectos negativos en la calidad de los suelos y en la productividad de los cultivos.

Es improbable que India regrese a la era de 9% de crecimiento económico, a menos que la nación pueda revigorizar su sector agrícola, del cual depende la mayoría de los ciudadanos para vivir. Informes recientes demuestran un retraso de la agricultura con respecto a otras industrias, como la manufactura y los servicios, con un crecimiento inferior a 2%. La inflación de los alimentos en el orden de dos dígitos (los precios de los alimentos subieron 19% el año pasado) y los rendimientos decrecientes constituyen una grave amenaza para los sectores rurales más pobres.

Fuente: *Wall Street Journal* (2010).

el costo promedio estimado del tratamiento fue de alrededor de \$17/caso, lo que equivale a 11 veces el sueldo agrícola diario de la región. Los trabajadores agrícolas afectados por el envenenamiento tienden a ser muy pobres, con costos de tratamiento que representan una carga financiera de peso (Cole *et al.* 2000). El Ministerio de Salud de Brasil calculó en 263.400 los casos de intoxicación por exposición a pesticidas hasta el año 1998. En la zona del litoral de Brasil se gastan alrededor de \$47 millones al año en el tratamiento de intoxicaciones con pesticida (Lins 1996 en Dasgupta 2001). Tales costos, presumiblemente externalizados en su mayoría por las empresas que utilizan pesticidas, forman parte de los círculos de retroalimentación negativa que retardan el progreso social en un enfoque BAU.

Costos de los cultivos de exportación en ALC

Los cultivos agrícolas realizan un aporte significativo a las ganancias generadas por las exportaciones. Sin embargo, una gestión no sostenible puede desencadenar impactos ambientales, como se destaca en los siguientes ejemplos.

El fríjol de soja es uno de los principales cultivos en Brasil. Sin embargo, la industria normalmente se relaciona con la destrucción del hábitat natural para expandir superficies cultivadas y desarrollar la infraestructura de transporte necesaria, así como con la contaminación agroquímica. Por ejemplo, se calcula que la pavimentación del camino entre Cuibá y Santarém disminuiría los costos de transporte lo suficiente como para aumentar en 70% la superficie destinada al cultivo de frijoles de soja de 120.000 km² a 205.000 km². Se calcula que los beneficios económicos privados para los agricultores ascienden a \$180 millones, en tanto el costo económico real, considerando el daño ambiental, fluctuaría entre \$762 millones y \$1.900 millones (Vera-Díaz *et al.* 2009). Este caso ilustra la magnitud de algunos costos externalizados con el enfoque BAU.

La industria bananera es una fuente de ingresos y empleo en muchos países de ALC. Por ejemplo, en Ecuador y en Costa Rica, el banano representaba 9,3% y 7,7% del total de exportaciones en 2006, con un valor de \$1.282 millones y \$675 millones, respectivamente (FAOSTATS 2010). Entre los problemas ambientales asociados con la producción de bananas se incluyen la deforestación, los cambios en los sistemas hidrológicos, el daño agroquímico, la pérdida de biodiversidad, las infestaciones graves de plagas y enfermedades y la generación de residuos (Vargas 2006).

Las plantaciones comerciales de banano por lo general se encuentran a menos de 200 m de altitud, con precipitaciones anuales inferiores a 4.000 mm en lugares con poco talud o sin talud. La pérdida de bosques tropicales diversos para la creación de plantaciones de banano ha moldeado los ambientes físicos y biológicos. En el Valle de Sarapiquí, Costa Rica, la reciente expansión del banano prácticamente ha causado la extinción de 18 especies conocidas de árboles (McCracken 1998). Las raíces del banano no se pueden sumergir, por lo cual

drenan pantanos. Existen complejos sistemas de drenaje que hacen circular el exceso de agua de los campos (Lauer 1989). Cuando las precipitaciones alcanzan el máximo, los diques de drenaje aumentan el volumen y la velocidad del agua que circula, lo cual agrava la inundación aguas abajo. El desagüe de los terrenos también disminuye la capa freática e influye en el abastecimiento local de agua.

Los bananos para el mercado internacional solo se pueden producir a escala comercial en las mejores tierras cultivables, que se encuentran en las planicies aluviales y en los depósitos de cenizas volcánicas. Para mantener las tasas de producción, se necesitan cantidades importantes de fertilizante durante todo el ciclo de crecimiento (Hernandez y Witter 1996). Se estima que se aplican 30 kg/ha/año de pesticidas en las plantaciones de América Central, es decir, diez veces el nivel que se emplea en los cultivos de los países industrializados (Wheat 1996). En muchas regiones, como en los bajos del Pacífico de Costa Rica, los terrenos están tan intoxicados que cualquier uso agrícola posterior resulta imposible.

Los estudios realizados en la región del Valle de la Estrella en Costa Rica, a mediados de la década de 1980 detectaron residuos de fungicida en los pozos y ríos en concentraciones equivalentes al doble de lo necesario para causar impactos adversos en la fauna marina (Astorga 1998). En Chinandega, Nicaragua, se descubrió que el acuífero que abastece de agua a la población presenta una fuerte contaminación con 30 pesticidas diferentes, muchos de los cuales se utilizan en las plantaciones de banano (Wheat 1996). Después de muchas lluvias, los canales de desagüe de las plantaciones de banano inundan las corrientes y los estuarios cercanos con agua y sedimentos contaminados, lo cual causa un efecto adverso en la vida acuática y marina. En 1994, se denunciaron cinco exterminaciones masivas de peces en un solo mes en la región bananera de Cariari en Costa Rica. La deposición de sedimentos con un alto contenido de nutrientes provenientes de los fertilizantes que se emplean en las plantaciones ha causado el brote de algas en los cuerpos de agua, lo cual disminuye el contenido de oxígeno disuelto presente en el agua y daña la vida acuática. El sedimento de las plantaciones de banano es parcialmente responsable de la destrucción de alrededor de 90% de los arrecifes de coral en la costa caribeña de Costa Rica (MacKerron 1993).

6.6 HACIA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS: BENEFICIOS ECONÓMICOS NETOS Y MEDIOS PARA MEJORAR LA GESTIÓN

Numerosos estudios han concluido que la rotación de cultivos, las prácticas de producción con poca labranza o sin labranza, la gestión de residuos de los cultivos y otras formas de agricultura de conservación tienen un impacto ecológico positivo (Govaerts *et al.* 2006,

2007a, 2007b, 2008). Sin embargo, el impacto económico de la agricultura de conservación en las granjas y en la economía en general está menos documentado. Las siguientes secciones exploran la viabilidad financiera y económica de las prácticas SEM sobre la base de la evidencia disponible. Se presentan los beneficios económicos de SE específicos: fertilidad de las tierras cultivables, suministro de agua, polinización y recursos genéticos; junto con ejemplos de beneficios económicos de ciertas prácticas de cultivo que mantienen los SE como las producciones orgánica y agroforestal. Por último, dos casos de estudio comparan (1) la viabilidad financiera de las prácticas agrícolas sostenibles frente a las prácticas BAU en Ecuador y (2) los beneficios internos y externos de las medidas de conservación en Costa Rica.

Beneficios económicos del mantenimiento de servicios ecosistémicos específicos

FERTILIDAD DEL SUELO

La degradación de las tierras cultivables tiene implicaciones económicas tanto dentro como fuera de la granja. Los *beneficios dentro de la granja* de la fertilidad del suelo se pueden medir sobre la base de la prevención de pérdidas de productividad por medio de la adopción de prácticas de conservación en las tierras cultivables. En un estudio sobre manejo de usos del suelo realizado en Lajeado, São José, en el sur de Brasil, se descubrió que un mejor manejo de los suelos aumenta la productividad de los cultivos. Entre 1990 y 1996, la producción de maíz, frijoles de soja, frijoles y tabaco aumentó en 40%, 21%, 3% y 32%, respectivamente. En términos monetarios, el ingreso económico total de las fincas subió en \$98.460/año en el caso del maíz, \$56.071/año en el caso de los frijoles de soja, \$12.272/año en el caso de los frijoles y \$10.730/año en el caso del tabaco. Se esperaba recuperar en cuatro años la inversión en subsidios agrícolas y mejoramiento de vías destinadas a estimular la adopción de prácticas de control de la erosión (Bassi 2002).

SUMINISTRO DE AGUA

El suministro de agua a la agricultura es un SE clave. Sin embargo, es difícil calcular el aporte económico de este servicio. En ALC, el agua para riego es suministrada en forma gratuita o a bajo costo, lo cual significa que el precio de mercado no ofrece un sustituto adecuado para el costo social del agua. Además, los costos de extracción y riego varían de acuerdo con la tecnología y la fuente de agua disponible.

También existen consideraciones con respecto a los efectos que causan la extracción de agua y otras prácticas de gestión agrícola en la cantidad y calidad del agua. Bassi (2002) descubrió que una disminución de la erosión de las tierras cultivables, una mejora en las condiciones básicas de sanidad y una mejor gestión de los residuos animales conducen a una baja en la concentración de bacterias coniformes fecales en dos

puntos de muestreo del agua: uno de ellos ubicado a la mitad de la cuenca hidrográfica y el otro, en la estación de tratamiento. Hubo una reducción de 50% en los costos de tratamiento de las aguas (de \$3.000 a \$1.500/mensuales para 750.000 m³) gracias a la disminución de sustancias químicas necesarias.

El valor de las aguas pluviales que se emplean para regar los cultivos es adicional al valor del agua sustraída para fines de riego. Sobre la base de un análisis preliminar, Cranford, Trivedi y Queiroz (2010) ofrecen un cálculo mínimo de los beneficios brutos que aportan las precipitaciones, en relación con el servicio de regulación climática que provee la cuenca del Amazonas a los cultivos de Brasil y Paraguay, con una estimación de \$8.000 millones al año.

POLINIZACIÓN

La polinización es un servicio clave que se proporciona a la agricultura (Veddeler *et al.* 2008). Alrededor de 35% de la producción de cultivos de todo el mundo se sustenta en los animales polinizadores. Esta cifra incluye 107 cultivos de frutas y verduras. Alrededor de un 10% depende por completo de los polinizadores, en tanto que un 75% ve su producción mejorada. En el mundo, existen más de 300.000 especies visitadoras de flores; entre 25.000 y 30.000 de estas especies son abejas. Junto con las moscas, las mariposas y las polillas, las avispas y los escarabajos, las abejas proveen a la agricultura un servicio valioso y gratuito, al igual que algunos murciélagos y algunas aves. Las prácticas dirigidas a la protección de estas especies polinizadoras sirven como seguro frente a la disminución de los servicios de polinización y de los niveles de producción. Los cálculos del valor global de los servicios de polinización (silvestres y comerciales) fluctúan entre \$112.000 millones y \$200.000 millones al año (Kremen *et al.* 2007).

En ALC, los polinizadores desempeñan una función clave en los cultivos de alimentos. En México, por ejemplo, los polinizadores participan en la producción de 80% de los cultivos destinados al consumo humano. Los cultivos dependientes de agentes polinizadores pueden alcanzar el doble de productividad que los cultivos no dependientes en valores expresados por unidad de superficie (Ashworth *et al.* 2009). El aporte de estos servicios de polinización natural a los cultivos es significativo desde el punto de vista financiero, en especial, debido a que la polinización es un servicio o insumo gratuito.

Existen pruebas de un declive potencialmente grave en las poblaciones de agentes polinizadores, debido a los patrones cambiantes en el uso de tierras (conversión y fragmentación), el uso excesivo o la aplicación inapropiada de pesticidas y de otras sustancias agroquímicas, el cambio climático y las especies invasoras (FAO 2007).

La explotación de superficies más extensas para usos agrícolas elimina el hábitat que requieren los polinizadores (Secretaría de la Iniciativa Africana sobre los Polinizadores 2003). Aún más, la distancia

con respecto al bosque natural afecta la eficacia de la polinización al disminuir la riqueza decreciente de los polinizadores y reducir la frecuencia de las visitas (Ricketts *et al.* 2008). En Costa Rica, los cafetales en áreas que estén a 1 km del bosque pueden ser hasta 20% más productivos que los de lugares que se encuentran lejos del bosque en el mismo terreno agrícola (Ricketts *et al.* 2004). La diferencia representa un beneficio neto de \$229/ha al año. En el caso de la finca evaluada, el ingreso económico total habría sido 7% superior si toda la plantación se ubicase a 1 km de un bosque natural. La polinización no solo aumentó la productividad del café, sino que también mejoró el peso de los frutos del bosque y bajó la frecuencia de las semillas deformes. Olschewski *et al.* (2006) también concluyeron que los cafetales próximos a enclaves de bosques naturales tienen mayor productividad debido a los servicios de polinización que están recibiendo. A una distancia de 1.500 m, los rendimientos y las ganancias brutas bajaban en 45% y las ganancias netas disminuían en 93%, pasando de \$52/ha a \$3/ha.

CONTROL DE PLAGAS

El control de plagas en México por parte de murciélagos beneficia a 145.000 ha de terrenos agrícolas, con un valor de producción de

Mex\$1.800 millones al año (Gandara *et al.* 2006). Se calcula que los murciélagos disminuyen entre 25% y 50% la necesidad de pesticidas y, en los casos en que no se emplean pesticidas, la presencia de murciélagos baja en 55% las pérdidas de producción. Se calcula que el valor del servicio natural de control de plagas fluctúa entre US\$7 millones y US\$62 millones al año.

El cuadro 6.3 presenta ejemplos de la escala y del valor de los beneficios que aportan a la agricultura los SE clave.

Beneficios económicos de ciertas prácticas agrícolas para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos

Esta sección analiza una gama de prácticas sostenibles y describe la forma en la cual pueden contribuir a la conservación o incluso al mejoramiento de los SE que se proveen a la agricultura. Las siguientes prácticas de explotación agrícola serán analizadas: producción orgánica, actividades agroforestales, sistemas silvopastorales, manejo de suelos, cultivo de conservación y cobertura vegetal, rotación de cultivos, corredores ribereños y diversificación de cultivos. En cada uno de los casos, se define la práctica, se identifican sus beneficios

Cuadro 6.3. Valoración de los servicios ecosistémicos clave para la agricultura

Servicios ecosistémicos	Cálculos cuantitativos	Cálculos monetarios	Amenazas
Fertilidad del suelo	La conservación de tierras cultivables en el sur de Brasil elevó en 40% la productividad del maíz; en 21% la de los frijoles de soja; en 3% la de los frijoles; y en 32% la del tabaco.	La conservación de tierras cultivables en el sur de Brasil elevó el ingreso económico anual total de las fincas con cultivos de maíz (\$98.460), frijoles de soja (\$56.071), frijoles (\$12.272) y tabaco (\$10.730).	Las malas prácticas de manejo de tierras tanto dentro como fuera de los predios agrícolas han causado degradación o erosión de las tierras cultivables.
Servicios de abastecimiento de agua y regulación del clima	73% del agua utilizada se destinó a la agricultura.	Cuenca de La Plata: Alrededor de \$7.200 millones en producción agrícola del sur de Brasil y \$800 millones de Paraguay dependen de la precipitación atribuida a las funciones de regulación climática del Amazonas. Las prácticas mejoradas de gestión agrícola en el sur de Brasil redujeron los costos de tratamiento de aguas a \$1.500/mes.	Creciente demanda/ sustracción excesiva Intensificación del riego La contaminación de las aguas causada por fuentes de punta y difusas, incluidas fuentes agrícolas
Polinización	35% de los cultivos de plantas del mundo se sustentan en animales polinizadores.	\$112.000 millones/año - \$200.000 millones/año en forma global. El café/Costa Rica: \$229/ha/año de producción adicional en las plantaciones que se encuentran cerca de polinizadores forestales y naturales.	Cambios en el uso de tierras Sustancias agroquímicas Cambio climático Especies invasoras
Recursos genéticos	Por lo general, conserva la productividad agrícola y protege de enfermedades.	Búsqueda de tierras arroceras calculado en \$50 millones. Germoplasma de trigo basado en el CIMMYT (Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo) para la agricultura: \$300 millones a \$11.000 millones al año.	Conversión de tierras cultivables Monocultivos
Control de plagas	Se calcula que en México los murciélagos disminuyen la necesidad de pesticidas entre un 25% y un 50%.	Valor del control de plagas que realizan los murciélagos en México: \$6,5 millones y \$61,6 millones al año.	Pérdida de hábitats

ecológicos potenciales, se resume la evidencia disponible en torno a los resultados económicos y se debaten las limitaciones de su adopción.

Un elemento común no tan evidente en muchas de ellas es el hecho de que sirven para los cultivos en pendiente. En ALC es importante esta aplicabilidad en pendiente: es común que latifundistas, entidades corporativas y otros se apropien de las mejores tierras cultivables (como depresiones fértiles y relativamente llanas) para realizar agricultura comercial, muchas veces mecanizada. La vasta mayoría de los minifundistas y los agricultores de subsistencia quedan relegados a terrenos y taludes más problemáticos, que requieren más mejoras para evitar la erosión, y donde con más frecuencia se fomentan las prácticas agroecológicas. Si bien muchas de las prácticas que se revisan a continuación también se pueden aplicar a la agricultura comercial de gran escala, con frecuencia su uso en el mantenimiento de los SE apunta a los estratos menos prósperos y tiende a mejorar la equidad, en especial, cuando se implementan junto con sistemas organización y empoderamiento de la comunidad.

PRODUCCIÓN ORGÁNICA

La agricultura orgánica enfatiza el uso de recursos renovables y la conservación de tierras cultivables y agua. Disminuye los riesgos ambientales al evitar tecnologías potencialmente nocivas, tales como los pesticidas, herbicidas, fertilizantes sintéticos, cultivos con organismos genéticamente modificados y antibióticos de uso veterinario (Scialabba 2007; Niggli *et al.* 2009). Una diferencia entre la producción orgánica y las demás prácticas de “conservación” radica en su enfoque integral hacia la reducción del impacto ambiental en los SE. La producción orgánica se concentra en la reducción de impactos específicos, y a su vez incorpora prácticas destinadas al mejoramiento de la calidad de los suelos y del agua, así como al control de malezas, plagas y enfermedades, sin recurrir a sustancias químicas agrícolas (Niggli *et al.* 2009).

Los beneficios de la agricultura orgánica han sido objeto de numerosos estudios. La evidencia indica que con las medidas institucionales y de mercadeo correctas, genera importantes beneficios socioeconómicos: mejores ingresos económicos para los pequeños agricultores, mayor seguridad de los alimentos, más independencia frente a los alimentos importados y menor necesidad de insumos costosos. Además, en Europa se ha comprobado que los sistemas de producción orgánica requieren entre 10% y 70% menos energía por superficie de unidad que los sistemas convencionales. Una disminución en el uso de insumos sintéticos significa menores emisiones de gases con efecto invernadero en los sistemas orgánicos (Niggli *et al.* 2009).

La productividad de los cultivos orgánicos depende de muchos factores. En plantaciones perennes de alto crecimiento que dependen en gran medida de insumos externos, es frecuente que la conversión hacia prácticas orgánicas baje el rendimiento en hasta 50%. Por otro lado, en cultivos sobre terrenos de crecimiento medio con insumos

sintéticos moderados y en sistemas de subsistencia, los rendimientos orgánicos pueden superar a los convencionales. Los sistemas orgánicos requieren más mano de obra y una tenencia de la tierra adecuada para motivar a los agricultores a que inviertan en sus terrenos. Para que un sector agrícola orgánico tenga éxito, los mercados locales deben estar bien desarrollados, de modo que los agricultores no dependan en exceso de los mercados externos. Las cadenas de abastecimiento alimenticias deben ser cortas, para que los productores logren más participación en las ganancias de las ventas totales (Scialabba 2007).

Actualmente se practica la agricultura orgánica en forma comercial en 120 países y representa 31 millones de hectáreas de tierras y pastizales con certificación (alrededor de 0,7% de los terrenos agrícolas mundiales), 62 millones de hectáreas de zonas silvestres certificadas y un mercado de \$40.000 millones en 2006 (2% de los alimentos comercializados al detalle en los países desarrollados). La producción orgánica ocupa 4% de las tierras cultivables de Uruguay; 1,7% de Argentina; 1,5% de Chile; 1,0% de Bolivia; y 0,24% de Brasil, Colombia y Panamá (Guerreiro Barbosa y Gomes Lages, 2007). América Latina es un exportador de productos orgánicos. Los mercados nacionales aún están en vías de desarrollo.

Los beneficios de la explotación agrícola orgánica varían según el cultivo y las circunstancias. Por ejemplo, Samaniego Sánchez (2006) no identificó grandes diferencias en los nutrientes de los suelos y del tejido del follaje al comparar la producción convencional y la producción orgánica de pimientos rojos en Costa Rica. Los beneficios de la producción de café orgánico han sido más ampliamente estudiados y se presentan en el recuadro 6.3.

PRODUCCIÓN AGROFORESTAL

Los sistemas agroforestales son una forma de multicultivo que cumple con tres condiciones: (1) presencia de al menos dos especies de plantas que interactúan biológicamente, (2) al menos una de las especies es leñosa y perenne y (3) al menos una especie sirve para fines agrícolas. En los trópicos, el desarrollo de sistemas agroforestales surge de la necesidad de producir en forma sostenible y de apoyar a los agricultores y a sus familias mediante la diversificación (Somarriba 1998, y Long y Nair 1991 en Chaparro Grandos 2005). Como los sistemas agroforestales pueden emplear cualquier mezcla de especies de cultivos y árboles, se pueden adaptar a casi cualquier condición ambiental, económica y social (Scherr 1991 en Haggard *et al.* 2004).

La producción agroforestal se alinea perfectamente con la agricultura de pequeña escala; disminuye la dependencia de materiales externos y aumenta la diversidad. Entre los beneficios ecológicos de la práctica agroforestal se cuentan el secuestro de carbono y la protección de la biodiversidad, además del mejoramiento de los suelos y la disminución de las erosiones. Otros SE provistos por los sistemas agroforestales son el suministro de polinización y abastecimiento de agua para los

Recuadro 6.3. Beneficios del café de producción orgánica y de comercio justo

Los beneficios ecológicos de la producción de café orgánico están documentados en diversos estudios. En Costa Rica y en Nicaragua, la comparación entre los diversos sistemas convencionales y la producción orgánica demostró que, con tecnología adecuada, la producción orgánica puede igualar la productividad de los sistemas convencionales (Soto 2003). La acidez de los suelos disminuyó con el régimen de café orgánico, mientras que hubo un alza en el fósforo, el potasio y el calcio. La disminución en el uso de herbicidas fue un gran beneficio ambiental del café orgánico. En Brasil, la adopción de sistemas orgánicos en el café mejoró el entorno local, como resultado del menor uso de sustancias agroquímicas y de la adopción de nuevas prácticas para tratar y reciclar el agua utilizada en el procesamiento de café (Imaflora 2008). En México, a cinco años de iniciada la explotación agrícola orgánica, se descubrieron 30 especies adicionales de plantas de valor en las fincas orgánicas: árboles frutales y de sombra, cultivos hortícolas y medicinales y otras plantas que evitan la erosión (Scialabba y Hattam *et al.* 2003).

Además los productores orgánicos obtienen ventajas financieras. En un estudio de factibilidad realizado con el café orgánico de Brasil, los ingresos económicos generados en las fincas orgánicas fluctuaban entre \$366/ha y \$2.505/ha (Guerreiro Barboso y Gomes Lages 2007). Los pequeños productores de café de Nicaragua demostraron que alcanzaban un aumento de 28% en las utilidades netas gracias a su participación en las cooperativas de café orgánico certificado, a pesar de que no siempre la calidad del café era mejor (Bacon 2005). Calo e Ise (2005) concluyeron que en México el comercio justo permitía que los productores de café aumentaran sus ganancias, no así la certificación orgánica. En Brasil, Nicaragua, República Dominicana y Guatemala se obtuvieron resultados similares (Potts 2007; Arnould y Plastina 2006). En general, la certificación de comercio justo no solo ofrece mejores precios a los agricultores sino que también reduce el riesgo de mercado causado por la variabilidad de precios y mejora el acceso al mercado gracias a la participación en cooperativas (Bacon 2005).

En entrevistas con los productores orgánicos de Costa Rica, se demostró que, además de aumentar el ingreso económico de la mayoría de los agricultores, la producción orgánica también tuvo efectos positivos en la salud del productor, la atmósfera y el ingreso económico rural. El estudio enfatiza la necesidad de contar con apoyo técnico, organizaciones de productores y facilidades de comercialización, porque la transición es compleja (Soto *et al.* 2003).

cultivos, suministro de alimentos para seres humanos y animales, plantas medicinales, leña e insumos de artesanía (Cerdán Cabrera 2007).

En Costa Rica, se descubrió que los cafetales orgánicos y otros esfuerzos que incorporan especies de árboles leguminosos ofrecen un mejor sustento para los niveles de productividad, dada la reducción en el uso de fertilizantes (Romero López 2006). Como resultado de esto, los productores que emplean estos sistemas en sus granjas cuentan con una mejor protección ante el riesgo de un alto precio o de una escasez de fertilizantes. Los experimentos realizados por CATIE en Costa Rica y en Nicaragua han demostrado que el cultivo convencional de café con especies de árboles logra la misma productividad que el cultivo sin sombra; la productividad de los sistemas orgánicos con pocos insumos puede mejorar mediante el uso de la Erythrina de sombra, un árbol que aumenta el reciclaje de los nutrientes del suelo y la disponibilidad de nitrógeno (Haggar *et al.* 2009).

Un estudio del Banco Mundial sobre sistemas agroforestales en América Central (Current *et al.* 1995), descubrió que la rentabilidad depende del sitio, los recursos y las condiciones de mercado. Los 21 sistemas analizados reunían un valor total de alrededor de \$150 millones (en dólares de 1990) y abarcaban más de 50.000 granjas. Más del 40% de los sistemas agroforestales tenía rendimientos económicos significativamente mayores que los sistemas tradicionales. Por ejemplo, un sistema agroforestal tenía un valor actual neto (VAN) de \$2.863/ha (en el transcurso de 10 años, valor de 1992), en comparación con los \$1.423 /ha de la siembra a nivel y los \$764/ha de las arboledas. Solo 10% de los sistemas agroforestales estudiados tuvieron un desempeño inferior al de los sistemas tradicionales.

Current y Scherr (1995) analizaron 56 sistemas agroforestales en América Central y descubrieron que en 75% de ellos, la Tasa Interna de Rentabilidad (TIR) era al menos 20%, y que dos tercios tenían un VAN y un retorno por mano de obra superior al de todos los usos alternativos de tierras. Los sistemas con altos niveles de mano de obra resultaban rentables mientras el precio del producto o la productividad se mantuvieran altos, pero muchos sistemas con rendimiento económico superior también implicaban altos riesgos de mercadeo o una demanda limitada. Por lo general, se necesita un incentivo, un subsidio o asistencia técnica para fomentar la adopción de prácticas agroforestales (Current y Scherr 1995).

La evidencia deja en claro que la integración de árboles y arbustos a terrenos agrícolas y ganaderos como parte de un sistema agroforestal aumenta la provisión de SE. Esta integración puede “mejorar la fertilidad de los suelos, disminuir la erosión, mejorar la calidad del agua, aumentar la biodiversidad y la estética y secuestrar el carbono” (Jose 2009). Los pagos por servicios de ambientales (PSA) se han propuesto como potencial mecanismo para ayudar a financiar el cambio de la agricultura convencional a los sistemas agroforestales. Aún más, el cambio de la agricultura convencional a la agroforestal no solo aumentará la provisión de SE en forma directa, al pasar a sistemas

de uso de tierras agrícolas más sostenibles, sino también de manera indirecta mediante una disminución de la presión que se ejerce sobre los bosques vecinos, contribuyendo a la generación de una potencial fuente de financiamiento a través de los pagos por la deforestación evitada (i.e. REDD+). Hay ejemplos de dichos esquemas PSA en toda América Latina (Pagiola *et al.* 2005), incluido Ecuador (por ejemplo, Wunder y Albán 2008). En la parte 3 se analizará esta relación entre producción agroforestal y deforestación evitada.

La implementación de la producción agroforestal tiene algunos temas y costos a ser considerados, como la adaptación a las condiciones locales, la entrega de información y capacitación, el establecimiento de apoyo gubernamental y proyectos, la vinculación entre agricultores y mercados, el aseguramiento de la tenencia de tierras y la garantía de calidad y diversidad en los materiales de plantación (FAO 2005).

SISTEMAS SILVOPASTORALES

Los sistemas silvopastorales son una forma de producción agroforestal que incluye producción animal. En forma más específica, un sistema silvopastoral implica la presencia de especies perennes (árboles y arbustos) que interactúan con los componentes tradicionales (pastizales herbáceos y animales) con una gestión integral (Pezo y Ibrahim 1999 en Chaparro Granados 2005). Entre las opciones de sistemas silvopastorales están: (i) los bancos de forraje con especies madereras, (ii) perennes leñosas en corredores, (iii) árboles o arbustos dispersos en pastizales, (iv) pastoreo en plantaciones de árboles de leña y frutales, (v) barreras vivientes y (vi) plantaciones cortavientos.

Los sistemas silvopastorales pueden disminuir muchos de los impactos negativos asociados con la producción ganadera tradicional. Entre los principales beneficios ambientales se cuentan mejoras en la biodiversidad, el secuestro de carbono y las prestaciones hidrológicas. Los sistemas silvopastorales pueden albergar niveles superiores de biodiversidad como resultado de la propagación de plantas de bosque nativo bajo árboles dispersos y la entrega de recursos y refugio para la vida silvestre (por ejemplo, mayor disponibilidad de alimento y nidos para las aves). Estos sistemas acumulan más carbono que los sistemas convencionales (13-15 toneladas/año en Costa Rica y Panamá, en comparación con 1-2 toneladas/año en pastizales extensos). Los beneficios hidrológicos incluyen la reducción de la escorrentía, erosión de suelos y del riesgo de aluviones en los cerros (Pagiola *et al.* 2007). Estos sistemas también pueden proteger las tierras cultivables, mejorar la productividad de los pastizales y ofrecer un ingreso económico mediante la cosecha de frutas, leña y madera.

Un cálculo del VAN de las prácticas silvopastorales era de solo \$440/ha (a 50 años, tasa de descuento de 10%); con una TIR de entre 4% y 14%, según el país y el tipo de finca (Pagiola *et al.* 2004). En Costa Rica, la TIR de los pastizales optimizados fluctuaba entre 10,1% y 12,3% (a 12 años). En Colombia, la TIR de los pastizales optimizados

con base de legumbres fluctuaba entre 12% y 19%. En Perú, la TIR de los pastizales optimizados era de 9,8% (White *et al.* 2001). Alonso (2000) analizó la transición de la producción láctea tradicional a un marco silvopastoral optimizado en Belice, el cual resultó más rentable, tanto en el corto como en el largo plazo. La relación entre costo y beneficio fue 28% superior que con el método tradicional al cabo de un año y 6% superior al cabo de 40 años. El factor principal fue el menor costo de los alimentos en los esquemas silvopastorales: 29% en lugar de 35% de los costos de producción.

Dos limitantes a la adopción de los sistemas silvopastorales son el mayor costo de inversión inicial y la demora en la materialización de beneficios mientras los árboles crecen. El tiempo necesario para que los sistemas silvopastorales comiencen a generar beneficios financieros depende de factores como las especies de árboles y las prácticas de gestión. En Colombia, los flujos de caja pasaron a ser positivos al tercer año de haberse puesto en práctica un sistema silvopastoral (Chaparro Granados 2005) y al cuarto año en Nicaragua (Pagiola 2004). De modo similar, es posible que se requieran políticas de reducción de los costos de inversión en sistemas silvopastorales, incluidos los PSA generados por este sistema, para estimular su adopción. Las barreras externas a la adopción, en especial entre los pequeños agricultores, son la falta de asistencia técnica, crédito y tenencia de la tierra (Pagiola *et al.* 2007).

MANEJO DE SUELOS

Las prácticas de manejo de suelos comprenden una amplia gama de estrategias destinadas a conservar y mejorar las tierras cultivables. Dichas prácticas pueden ayudar a mantener dos SE principales provistos a la agricultura y por la agricultura: la fertilidad de las tierras cultivables y el suministro de agua. De este modo, las medidas de gestión de suelos ofrecen beneficios dentro y fuera de los predios.

Muchos sistemas de conservación de tierras recargan los acuíferos y disminuyen la erosión y la sedimentación. Mediante terrazas, siembras a nivel, barreras de residuos, muros rocosos, diques de desviación y cercas vivas, las prácticas de manejo de tierras cultivables pueden disminuir y retener la escorrentía al dejar que se absorban las precipitaciones, con lo cual se



evita el deslave y las corrientes mayores se canalizan lejos de los frágiles campos. Las capas vegetales, las barreras de residuos y las hojas caídas aportan material orgánico, mejoran la infiltración y mantienen la humedad.

Estudios comprueban que la cobertura del suelo es la más eficaz de las técnicas para impedir la erosión de tierras cultivables a causa de las precipitaciones, sustentando su productividad. Un aumento en la cobertura del suelo disminuye la desintegración de la tierra y el movimiento debido a las gotas de lluvia. La velocidad de la escorrentía es menor, se gana tiempo en la absorción y disminuye el volumen de la escorrentía de superficie (FAO 2000).

Un estudio realizado en Panamá y en Brasil demostró que cuando se mantenía una cobertura de suelo, la erosión del maíz era una fracción (1,7%) de la tierra cultivable perdida en condiciones de suelo desprotegido. Este caso enfatiza los beneficios de la cobertura de suelo durante todo el ciclo de crecimiento del cultivo. La pérdida de tierra cultivable es mayor en las etapas iniciales debido a la mayor exposición del suelo. Las plantas de los cultivos no disminuyen por sí solas la erosión con la misma eficiencia que los residuos de los cultivos (FAO 1998).

El cuadro 6.4 calcula los beneficios netos de las prácticas seleccionadas de conservación de suelos (VAN e TIR). Los datos muestran que los beneficios son específicos para cada lugar y que dependen del cultivo, el suelo y los factores del sitio. En algunas áreas (Barva y Tierra Blanca en Costa Rica; El Naranjal en República Dominicana; y Patzité en Guatemala), las prácticas evaluadas no resultaron ser rentables, mientras que en otros lugares (Turubares en Costa Rica; Maissade en Haití; Tatumbla y Yorito en Honduras; y Coclé en Panamá), las mismas prácticas fueron muy efectivas en relación con el costo. En estos casos, las prácticas de conservación de los suelos aportaban beneficios a tierras cultivables con bajos niveles de productividad. En áreas donde la productividad de las tierras cultivables estaba cerca del colapso, todas las medidas de preservación de suelos resultaron rentables. En el caso de tierras cultivables casi por completo agotadas, las medidas de conservación produjeron rendimientos financieros a partir del primer año, como sucedió en Maissade, Haití. En contraste, en tierras cultivables que están a más de 100 años de perder su productividad, debido a sus características intrínsecas (por ejemplo, cenizas volcánicas profundas), es posible que los agricultores no perciban ningún aumento en su ingreso económico por las prácticas de conservación.

Cuadro 6.4. Beneficios netos estimados de la conservación de suelos en América Central

País y área	Medida	Cultivo	Valor actual neto (\$) ¹	Índice interno de rendimiento (%)	Distancia temporal del colapso del suelo
Costa Rica					
Barva	Zanjas de desvío	Café	-920	<0	>100
Tierra Blanca	Zanjas de desvío	Patatas	-3.340	<0	>100
Turubares	Zanjas de desvío	Ñame	1.110	84,2	2
Turubares	Terrazas	Ñame	4.140	60,2	3
República Dominicana					
El Naranjal	Zanjas de desvío	Guandú, maní, frijol	-132	16,9	>100
Guatemala					
Patzité	Terrazas	Maíz	-156	16,5	>100
Haití					
Maissade	Barreras de residuos	Maíz, sorgo	1.180	Positivo ²	0
	Muros rocosos	Maíz, sorgo	956	Positivo ²	1
Honduras					
Tatumbla	Zanjas de desvío	Maíz	909	56,5	4
Yorito	Zanjas de desvío	Maíz	83	21,9	18
Panamá					
Coclé	Terrazas	Arroz, maíz, yuca, frijol	34	27,2	8

¹ El valor actual neto se calcula a cincuenta años con una tasa de descuento real de 20%.

² Indefinido ya que el rendimiento neto fue positivo a partir del primer año.

Fuente: Estudios de casos de Lutz, Pagiola y Reiche (1994b).

USO DE CAPAS ORGÁNICAS EN TIERRAS CULTIVABLES

El uso de cultivos de cobertura, abonos vegetales y abono con desechos aporta materia orgánica a las tierras cultivables al incorporar los residuos de los cultivos, con lo cual se agregan nutrientes y se aumenta la fertilidad a un costo relativamente bajo. En la agricultura sustentada con lluvias tropicales, donde los agricultores tienen recursos limitados y la fertilidad de las tierras cultivables está en descenso, condiciones que prevalecen en gran parte de ALC, la restitución de la materia orgánica a los suelos resulta esencial para estabilizar la producción (FAO 2001).

La incorporación de capas orgánicas a las tierras cultivables no es una novedad para los agricultores de ALC. Tales prácticas han trascendido las generaciones en muchos países. Un ejemplo es la Quesungual, una práctica bautizada en honor a la comunidad hondureña en la cual se encontró por primera vez esta práctica. La quesungual consiste en podar los árboles, agregar rastrojo en las laderas de los cerros donde se van a plantar el maíz y los frijoles y quemar el rastrojo antes de sembrar. Los principales beneficios para los agricultores son mayor productividad en los cultivos y mejor adaptabilidad a las inundaciones (los cultivos bajo este sistema no mostraron daños significativos después del huracán Mitch). Con la quesungual, el maíz produce 1,9 t/ha/año, el doble de la producción que se logra con métodos "tradicionales" (FAO 2005). El sistema se asocia con una menor erosión, una mejor retención hídrica y una mayor agrodiversidad (Gamboa *et al.* 2009).

CULTIVO DE CONSERVACIÓN Y COBERTURA VEGETAL

Cultivar conlleva una amplia gama de actividades que cambian las características físicas del suelo antes de plantar. El cultivo de conservación se refiere a las prácticas que disminuyen la degradación de los suelos y la pérdida de agua en comparación con los métodos convencionales. Por lo general, el suelo no se agita y se mantienen los residuos de los cultivos (FAO 2000). Además, el cultivo de conservación puede reducir las emisiones de carbono (Pautsch *et al.* 2000). La colocación de cobertura vegetal incorpora al suelo los residuos de los cultivos u otras materias vegetales (FAO 2000). La capa vegetal protege la superficie del suelo ante condiciones intensas de lluvia, sol o viento, ayuda a la infiltración, disminuye la escorrentía y mejora la materia orgánica y la estructura del suelo.

Se distinguen varios niveles de cultivo de conservación, según la medida en la cual se altere el suelo después de cosechar el cultivo anterior. Lo más beneficioso desde el punto de vista ambiental es la

cero labranza (ausencia de labranza o perforación directa), ya que no altera el suelo, salvo en la medida necesaria para sembrar. La reducción de labranza se refiere a la labranza aplicada en toda la superficie, pero eliminando una o más de las operaciones que se habrían realizado con cultivo convencional. Un sistema consiste en preparar en forma convencional las zanjas en que se plantarán las semillas y dejar zanjas intercaladas sin intervenir.

Govaerts *et al.* (2007) compararon los suelos de las regiones montañosas de México al cabo de 5 años de adoptadas las distintas prácticas. El cultivo de conservación con retención de residuos demostró ser la mejor práctica para mejorar el contenido de materia orgánica en los suelos, la estabilidad del suelo y la infiltración de agua. Aún más, los beneficios aumentaban según la cantidad de residuos que se agregaran. Los beneficios fueron evidentes a los 5 y a los 12 años, lo cual indica que el cultivo de conservación y la colocación de cobertura vegetal son una alternativa sostenible de producción en zonas montañosas subtropicales.

ROTACIÓN DE CULTIVOS, POLICULTIVOS Y DIVERSIFICACIÓN

Estas tres prácticas reflejan una misma idea central: sinergia a partir de la diversidad de plantas de cultivo. La rotación de cultivos ayuda a proteger los SE mediante la conservación de la calidad de las tierras cultivables y el control de plagas, malezas y enfermedades, a la vez que se reduce la necesidad de insumos químicos. En muchos casos, se han elaborado secuencias específicas de cultivo y barbecho para ayudar a que los campos y agrosistemas se recuperen después de una o dos temporadas con un cultivo primario demandante (con frecuencia, un cultivo comercial que permite la degradación del suelo o la acumulación de plagas).

Hay evidencia sólida de que SEM posee ventajas ambientales en comparación con BAU y de que estas ventajas ambientales con frecuencia se asocian a beneficios financieros.

Los objetivos son similares en el caso de policultivos, es decir, combinaciones de cultivos que se producen en forma simultánea en un mismo campo. Son bien conocidos los aumentos de productividad que experimenta el maíz en régimen de policultivo junto a calabazas y frijoles, en relación con el monocultivo. Los estudios ofrecen muchos otros ejemplos.

A la luz de impactos adversos, la diversidad de cultivos puede desempeñar una función importante en el mantenimiento del rendimiento. Así, los sistemas agrícolas con mucha diversidad pueden generar beneficios significativos en cuanto a adaptabilidad. Lo anterior se aplica tanto en el sentido de incorporar múltiples especies a los sistemas de explotación agrícola como en cuanto a la diversidad genética de cada cultivo. Pérez (2004) descubrió que los terrenos brasileños con mayor diversidad agrícola generan ingresos económicos agrícolas notablemente superiores y presentan variaciones muy pequeñas en sus ingresos.

MANEJO INTEGRADO DE PLAGAS

El manejo integrado de plagas (MIP) es un enfoque de largo plazo basado en el ecosistema que busca controlar las plagas y disminuir su impacto. La supresión de plagas se logra mediante el uso de controles biológicos, es decir, variedades de plantas que tienen resistencia natural a las plagas, prácticas de cultivo, poda, fertilización y regadío que aminoran los problemas de plagas y cambios en el hábitat para incomodar a las plagas. La puesta en marcha de una estrategia MIP requiere conocimiento de las plagas y de sus ciclos vitales, de los requerimientos ambientales y de sus enemigos naturales. Los pesticidas son un último recurso. Al emplearlos, se seleccionan aquellos productos de menor toxicidad y con el efecto más específico. Se necesita una evaluación periódica y sistemática de la presencia de plagas y de los niveles de daño (Flint y Molinar 2003; Flint 2008).

El MIP se puede combinar con las demás estrategias en un esquema de producción agrícola de conservación. El MIP ha demostrado ser efectivo en relación al costo del aumento de productividad en cultivos como el maíz, el café, el arroz, la yuca (FAO 2001), entre muchos otros. Por ejemplo, en Perú, 40% de los productores de papas que participaban en un proyecto MIP reportaron ahorros anuales netos de por lo menos \$19 debido al uso de MIP, 30% reportó ahorros de \$20 a \$30; y el 30% restante logró ganancias de más de \$40 (por finca, no por hectárea). Según los informes, el daño causado por las plagas de insectos bajó en 79% de las fincas participantes (Chiri *et al.* 1997).

CORREDORES RIBEREÑOS

Los corredores ribereños son áreas de terreno que bordean los ríos y las corrientes de agua. Con frecuencia, quedan en la vegetación natural, se emplean como una forma de compensar el daño causado por la fragmentación de terrenos y la pérdida de hábitat y, en ocasiones, sirven para conectar zonas aisladas de hábitat natural del paisaje. Estas áreas de terreno ofrecen varios SE a la agricultura al reducir las inundaciones y la erosión de los suelos, con lo cual mejoran y aumentan la calidad y la cantidad de agua y sirven como recargas de las aguas subterráneas. Los corredores de corrientes de agua constituyen algunos de los hábitats más productivos en cuanto a biodiversidad (USDA 2010), lo cual se puede asociar con un mejoramiento en la entrega de SE de polinización, abastecimiento de agua y fertilidad de los suelos a la agricultura. Los corredores ribereños se pueden combinar con otras prácticas de conservación, tales como las terrazas, fajas de filtros, las cuales aumentan la capacidad de infiltración, facilitando a su vez la recarga de las aguas subterráneas.

RESUMEN

El cuadro 6.5 resume las prácticas de conservación analizadas anteriormente y presenta conclusiones sobre sus potenciales beneficios ecológicos y económicos, y sobre las barreras de adopción que se podrían superar con iniciativas políticas que impulsen dichas prácticas.

Agroindustria

La transición hacia SEM es importante tanto para la agricultura de pequeña escala como para la agroindustria. De hecho, cuando los costos de inversión son altos, las industrias están en mejor posición para asumirlos y aprovechar los beneficios. Hay evidencia de que SEM puede ser rentable en plantaciones de monocultivo con alta productividad. Por ejemplo, la producción orgánica de maíz y frijoles de soja ha demostrado que puede competir con la explotación agrícola convencional (Pimentel *et al.* 2005 y Mäder *et al.* 2002 en Niggli *et al.* 2009). Incluso pequeños cambios que no implican altos costos logran incrementar la rentabilidad a niveles industriales. Por ejemplo, en Brasil se mejoró la productividad del algodón al introducir un sistema sin labranza con abono de res y aves de corral (de Lacerda y Silva 2007). Los consumidores son un determinante esencial en el aumento de la sostenibilidad de algunas agroindustrias, tales como las grandes empresas de comercialización con capacidad para exigir mejores condiciones debido al poder de mercado que tienen.

Entre los principales cultivos de la agroindustria en ALC se cuentan el azúcar, la carne de res y el aceite de palma, de acuerdo con el siguiente resumen. Otros cultivos, que no se analizan acá por motivos de espacio, han completado en forma satisfactoria sus transiciones a SEM por lo menos en algunos lugares, como la piña, el banano y la soja.

AZÚCAR

En 2008, la participación de Brasil en la producción mundial de azúcar fue de 33%, seguido por México, Colombia y Guatemala con 3,2%, 2,3% y 1,6%, respectivamente (PNUD 2010a). Una parte importante de la producción de azúcar en cada uno de estos países se destina a exportación. En Brasil, la industria de la caña emplea a más de un millón de trabajadores y representa 16,5% del PIB agrícola y 2,5% del PIB total (PNUD 2010a).

Entre las presiones ambientales de la producción de azúcar se incluyen la deforestación, la degradación del hábitat, la erosión de los suelos, la contaminación del agua con sustancias químicas agrícolas y las emisiones de carbono (PNUD 2010a). Sin embargo, han existido iniciativas para estimular la sostenibilidad social y ambiental de la industria: Walmart y algunos bancos se niegan a hacer negocios con productores que adopten prácticas que puedan comprometer la salud humana o que degraden el ambiente. Otros compradores, como Coca Cola, se han sumado a iniciativas de mejores prácticas de gestión que incluyen una producción de azúcar más responsable (PNUD 2010a).

Las prácticas SEM disminuyen la degradación de los suelos y la contaminación atmosférica y del agua, además de fomentar la biodiversidad. La eliminación de la quema de los campos de caña de azúcar en

Cuadro 6.5. Resumen de los beneficios ecológicos y económicos de SEM

Práctica agrícola	Beneficios ecológicos	Beneficios económicos	Barreras potenciales
Producción orgánica	Reduce los riesgos ambientales al disminuir el uso de insumos químicos. Requiere menos energía por unidad de superficie. Disminuye las emisiones con efecto invernadero.	Aumenta y estabiliza el ingreso económico de los agricultores pobres. Nicaragua: aumento de 40% en los ingresos económicos de los productores de café orgánico certificado. Mejora la seguridad alimentaria y aumenta la independencia frente a las fuentes de alimentos importados e insumos agrícolas costosos. Certificación (goza de un diferencial de precio).	Los beneficios varían según el cultivo. Disminuye los rendimientos con cultivos de alto crecimiento que utilizan insumos externos. Requerimientos de mano de obra Tenencia de la tierra (muchos no propietarios) Mercados locales subdesarrollados
Producción agroforestal	Secuestro del carbono Protección de la biodiversidad Mejoras en el suelo Polinización de cultivos Suministro de agua	América Central: 90% de los sistemas agroforestales produjeron rendimientos económicos superiores a los del cultivo tradicional, es decir, un VAN de \$2.863 (a 10 años), en comparación con los \$1.423 obtenidos con el enfoque BAU de siembra a nivel y los \$764 de las arboledas.	Alto riesgo de comercialización Los rendimientos económicos inferiores de los primeros años muestran que se requieren incentivos de inversión. El índice de éxito depende del lugar, de los recursos y de las condiciones del mercado.
Sistemas silvopastorales	Secuestro de carbono Protección de la biodiversidad Mejoras en el suelo Polinización de cultivos Suministro de agua	Los sistemas de Belice parecen más rentables que los tradicionales. Productos de madera y fruta para consumo doméstico o venta.	Altos costos de establecimiento Desfase temporal antes de que se produzcan los beneficios. Falta de asistencia técnica Limitaciones de crédito Malas condiciones de tenencia de la tierra
Manejo de suelos	Fertilidad del suelo Suministro de agua	Sur de Brasil: El mejor manejo de tierras cultivables y un mayor uso de abono vegetal y orgánico aumentaron los ingresos económicos totales de las granjas en \$98.460/año en el caso del maíz; \$56.071/año en el frijol de soja; \$12.272/año en frijoles y \$10.730/año en tabaco.	Altos costos asociados a algunas prácticas Los agricultores no perciben la necesidad de adoptar las prácticas de conservación de los suelos en tierras cultivables profundas.
Abono orgánico	Aporta nitrógeno a los suelos. Reduce la erosión de los suelos. Mejora la retención de agua. Aumenta la agrobiodiversidad.	Honduras: La productividad del maíz se duplicó hasta 1.9 t/ha/año, de las cuales 1 a 0.95 t/ha/año-1 para el sistema tradicional de producción de maíz.	Bajas barreras Los requisitos de mano de obra pueden ser relativamente altos.
Cultivo de conservación y cobertura vegetal	Mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos Disminución en las emisiones de carbono Reducción en la degradación y pérdida de suelos	Aumento en los retornos económicos netos para los agricultores	Podría no ser económicamente viable para los pequeños productores que carecen de apoyo técnico y financiero.
Rotación de cultivos, policultivos y diversificación de cultivos	Aumento en la producción de biomasa Conservación de la calidad de los suelos Control natural de plagas, malezas, enfermedades Mayor adaptabilidad de los cultivos Menor riesgo	México: La productividad del maíz aumenta entre 47% y 74% con respecto al monocultivo al combinarse con frijoles y calabazas. Mayor productividad de las granjas Brasil: Ingreso económico más alto y menos variable	Menor productividad de algunos cultivos en comparación con el rendimiento del monocultivo Uniformidad de la empresa de semillas con mejor abastecimiento de semillas
Manejo integrado de plagas	Uso mínimo de pesticidas químicos Mejor control general de las plagas	Eficacia comprobada en relación al costo en el aumento de la productividad de cultivos como el maíz, el café, el arroz y la yuca.	Conocimiento de las plagas, los ciclos vitales, los requerimientos ambientales y los enemigos naturales Estrategia de largo plazo (necesita tiempo para alcanzar su potencial)
Corredores ribereños	Disminuye el daño causado por la fragmentación de tierras, la pérdida de hábitat Mejora el suministro de SE: polinización, agua y fertilidad de suelos	Aumenta la productividad	Las tierras ribereñas con frecuencia tienen suelos de calidad superior que invitan el uso de BAU.

forma previa a la cosecha puede aumentar en 5% la productividad. Además, la acumulación de materia orgánica (capa vegetal) puede seguir incrementando la producción y mejorando los beneficios de la supresión de la quema. Es importante considerar que estas iniciativas no comprometen la productividad ni las utilidades. Por ejemplo, el

costo de producción del azúcar convencional en India es de alrededor de \$925/ha, en comparación con los \$783 /ha del esquema SEM (15% inferior). Los rendimientos económicos se incrementan debido a los menores costos de producción y a los diferenciales de precio (PNUD 2010a).

CARNE DE RES

Brasil, Argentina y México están entre los 10 principales productores de carne de res en el mundo, lo cual representó alrededor del 14% de la producción global de 2000. Brasil, si bien no es el mayor productor, es el principal exportador con 28% de las exportaciones globales en 2006 (PNUD 2010c).

La industria de la carne de res se concentra en unas pocas empresas. La producción está dominada por Marfrig Group, Grupo JBS, Tyson Foods, Cargill, ConAgra y US Beef Premium. Estas empresas venden los subproductos de la carne de res y de ganado a las principales marcas de procesamiento. Unos pocos de estos conglomerados y sus clientes han comenzado a exigir una industria de carne de res más sostenible. Nike, por ejemplo, se niega a comprar cuero en áreas deforestadas (PNUD 2010c).

Los sistemas silvopastorales ofrecen oportunidades potenciales de producción sostenible de carne de res. Debido a su alto costo de establecimiento, los sistemas silvopastorales no se han adoptado en forma generalizada entre los pequeños productores, aunque representan una buena oportunidad para los empresarios de la agroindustria. Los productores se pueden beneficiar de estos sistemas gracias a las condiciones mejoradas y a la fertilidad de los suelos, lo cual se traduce en ingresos económicos más altos. Además, la producción silvopastoral puede reducir el riesgo mediante la diversificación de los terrenos de engorde con terrenos forestales.

ACEITE DE PALMA

El aceite de palma se concentra en plantaciones de gran escala que fluctúan entre 400 ha y 72.900 ha. El principal uso del aceite en los alimentos es como aceite de cocina y en productos que van desde la margarina hasta las galletas. Entre los usos no alimenticios se cuentan los productos de limpieza y de cuidado personal y la producción de biocombustibles. Empresas como Procter & Gamble, Cargill y Nestle emplean aceite de palma; Unilever compra en forma individual alrededor de 4% del suministro mundial (PNUD 2010b). Colombia es el principal productor en ALC, si bien Costa Rica, México, Nicaragua y Ecuador también poseen plantaciones. La producción de Colombia ha crecido desde la década de 1990, representando el 2% del mercado mundial en 2005.

Entre los problemas ambientales relacionados con el aceite de palma se cuentan el uso de sustancias químicas agrícolas, la alta demanda de agua, la deforestación (el aceite de palma se considera uno de los principales determinantes de la deforestación) y la emisión de gases con efecto invernadero. Las prácticas agrícolas SEM se centran en la conservación de suelos, el manejo integrado de plagas

y la gestión de hábitats para aumentar la conectividad entre las plantaciones, los corredores de vida silvestre y las áreas protegidas, incluida la adquisición de tierras y la restauración de hábitat para fortalecer estas últimas (PNUD 2010b).

Conclusiones: Beneficios de SEM

Hay evidencia sólida de que SEM posee ventajas ambientales en comparación con BAU y de que estas ventajas ambientales con frecuencia se asocian a beneficios financieros. SEM internaliza las externalidades ambientales, con lo cual se mantiene la calidad ambiental y no se debilitan los SE libres provistos a la agricultura por la naturaleza, que son los insumos de producción clave. La degradación de los SE implica costos tanto para los agricultores (por ejemplo, mayor uso de fertilizantes) como para la sociedad (por ejemplo, la eliminación de cieno en los embalses), dichos costos se pueden reducir mediante SEM.

Existe evidencia de que las prácticas de producción ambientales, tales como el cultivo de conservación y las prácticas agroforestales, ofrecen mayores rendimientos financieros y económicos que las prácticas BAU. Surgen dos temas de importancia. En primer lugar, la viabilidad de SEM depende de factores como el tipo de cultivo y de suelo, la disponibilidad de recursos (por ejemplo, mano de obra) y las condiciones del mercado. Muchas de las condiciones de SEM se acumulan con BAU, a medida que los recursos se tornan cada vez más escasos, los ambientes se saturan, los mercados se consolidan y las sociedades maduran. Es necesario revisar la viabilidad financiera y económica de SEM en cada caso, considerando todos los factores que afectarán el enfoque SEM seleccionado y la etapa de oportunidad alcanzada. En segundo término, es probable que la adopción más generalizada de SEM en la agricultura requiera la inversión del sector público o privado e incentivos con políticas creativas para superar las barreras actuales, tales como los costos de inversión inicial, los bajos rendimientos económicos de los primeros años, la falta de conocimiento técnico entre los agricultores, el acceso limitado al crédito y los acuerdos inciertos sobre tenencia de la tierra.



6.7 GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS: CASOS Y RESULTADOS

Para ilustrar los puntos principales del capítulo, se recopilaron algunos estudios y se comisionaron otros. Los resúmenes de los estudios originales comisionados aparecen como estudios de casos, en tanto que los trabajos ya publicados se incluyen en recuadros de texto.

La práctica agroforestal en la región del río Intag de Ecuador¹

Este estudio de caso compara la viabilidad financiera de algunos sistemas SEM: la producción agroforestal mixta, el café cultivado bajo sombra y la explotación forestal sostenible, con las prácticas BAU de la región del río Intag del Ecuador.

En el noroeste de los Andes, la región del río Intag abarca 150.000 ha, con 17.000 habitantes en 90 comunidades (Earth Economics 2008). La vegetación pasa de bosque subtropical a páramo, con una altitud que fluctúa entre 1.500 m y 4.000 m. Los bosques nubosos cubren 44.000 ha (Hidro Intag 2009), valoradas por su alta biodiversidad y por la regulación de la calidad y el suministro de agua (Bubb *et al.* 2004).

En América Latina, 90% de los bosques nubosos están amenazados por la agricultura (Bubb *et al.* 2004). En la zona andina de Ecuador, la deforestación se debe en gran medida a la demanda de tierras para agricultura y cría de ganado (Wunder 1996). Se entiende que “el futuro de los bosques nubosos está directamente relacionado con el sustento futuro de los agricultores de las áreas circundantes” (Bubb *et al.* 2004). El caso de Intag indica que esos sustentos se pueden mantener o incluso mejorar mediante SEM.

COMPARACIÓN DE BAU CON SEM EN INTAG

La rentabilidad de las prácticas BAU se evalúa en el cuadro 1. Un estudio de prácticas agrícolas en la microcuenca del río Cristopamba (Tafur y Gaybor 2008) identificó siete tipos de sistemas de producción de propiedad privada, de acuerdo con el tamaño y los productos cultivados. Las ganancias en 2006 (antes de la depreciación) alcanzaron un promedio de \$113 a \$1.138/ha. El sistema más rentable fue la producción de tomate de árbol a microescala

(<6 ha) (\$1.138/ha), seguido de sistemas pequeños (6 a 30 ha) y a microescala que incluyen cierta cantidad de tomate de árbol, pero que se centran en el maíz y los frijoles. Estos dos sistemas acumularon un promedio de ganancias de \$973/ha y \$350/ha, respectivamente. Estos resultados coinciden en gran parte con otros estudio en la misma región que estimó que el valor sin descuento de la producción de tomate de árbol sería de \$1.160/ha y el de los sistemas de maíz y frijoles mixto en \$350 a \$970/ha (Martinet 2006, según lo citado en Earth Economics 2008). Como un cálculo aproximado del límite inferior de la rentabilidad de las prácticas actuales, los sistemas de frijoles puros obtienen \$270/ha cada año. El sistema convencional más común constituye un sistema mixto, el cual, de acuerdo al cálculo aproximado del límite superior, tiene un valor actual neto (VAN) de \$10.605, \$14.399 y \$15.707 por hectárea durante 15, 25 y 30 años, respectivamente.

El Consorcio Toisán (una asociación de varias ONG y grupos de productores en Intag) ha desarrollado modelos financieros para prácticas agrícolas alternativas sostenibles: agroforestales y cultivo de café bajo sombra. Los modelos se basan en el conocimiento y la experiencia local, lo que incluye más de 10 años de experimentos en producción agroforestal y reforestación. Estos modelos se han adaptado a posteriori al formato del análisis costo-beneficio (ACB), sobre la base de una parcela de una hectárea de tierra, una tasa de descuento de 5% y una tasa de interés de 5% sobre el crédito recibido. Se supone que el ingreso se prioriza para pagar primero el crédito, antes de que el agricultor reciba alguna ganancia; además, el crédito es recibido según se necesite, precisamente cubriendo los costos incurridos en los años de inicio, antes de que el ingreso neto sea lo suficiente como para pagar el crédito y cubrir los costos.

La ganancia anual promedio prevista (dada como valor actual), para cada uso del suelo es de \$1.696 para la producción agroforestal, \$1.330 para el café cultivado bajo sombra y \$1.216 para la explotación forestal sostenible (cuadro 2). Los resultados indican que

Cuadro 1. Valor de diferentes sistemas agrícolas convencionales (en \$/ha)

Sistema agrícola	Ganancia anual promedio (sin descuento)	Valor actual neto (tasa de descuento de 5%)		
		15 años	25 años	30 años
Tomate de árbol	1.160 ¹	12.642	17.166	18.724
	1.138 ²	12.403	16.841	18.369
Maíz y frijoles, mixtos	973 ²	10.604	14.399	15.705
	350 ¹²	3.815	5.180	5.649
Frijoles	270	2.943	3.996	4.358

Fuentes: ¹Martinet (2006) y ²Tafur y Gaybor (2006).

¹ Preparado por Matthew Cranford (Departamento de Geografía y Ambiente y el Instituto Grantham de Cambio Climático y Medio Ambiente, Escuela de Economía y Ciencia Política de Londres, Reino Unido; autor correspondiente: m.c.cranford@lse.ac.uk); José Cueva (Consorcio Toisán, Ecuador) y Dr. Mika Peck (Rainforest Concern, Reino Unido; Departamento de Biología y Ciencia Ambiental, Universidad de Sussex, Reino Unido).

Figura 1. Valor actual previsto del flujo de caja neto por año para las prácticas agrícolas sostenibles en Intag



cada sistema sostenible es más rentable que cualquier sistema convencional en la región. Particularmente, estos resultados son conservadores comparados con Martinet (2006), quien calculó el valor anual sin descuento del café² y de la producción de fruta mixta en \$4.930 y \$9.570 por hectárea, respectivamente. La ganancia anual promedio sin descuento, descrita por los resultados del modelo financiero que se presenta aquí es de \$3.041 para el café y de \$5.113 para la producción agroforestal mixta.

BARRERA PARA SEM

Para comprender las compensaciones financieras entre las prácticas agrícolas, es útil comparar la variación de la rentabilidad durante la vida útil de los proyectos. La producción agroforestal mixta posee una ganancia anual con un promedio más alto y menos variable que los otros dos usos del suelo, pero ambos, el café cultivado bajo sombra y la explotación forestal sostenible, producen ganancias notoriamente más altas en distintos períodos de tiempo (figura 1). Los puntos más altos de rentabilidad en distintos períodos de tiempo sugieren que reservar diferentes secciones de una granja para dis-

tintos usos sostenibles del suelo ayudaría a proporcionar un flujo de caja más estable para los agricultores y también podría ayudar a proteger contra el riesgo de la pérdida de cultivos individuales.

Aunque SEM puede ser más rentable que BAU para los agricultores privados a largo plazo, la rentabilidad prevista en el tiempo presenta dos barreras importantes: la necesidad de obtener acceso a mecanismos de crédito y ahorro. Primero, no es sino hasta el cuarto año que la producción agroforestal y el café cultivado bajo sombra generan ganancias. El acceso a créditos permitiría fomentar la utilización de estas prácticas en los casos en los cuales la conversión no es apoyada o subsidiada por las ONG o por las asociaciones de productores. Segundo, los modelos indican que probablemente haya períodos, después de los períodos de ganancia iniciales, en los cuales los costos excedan los ingresos (por ejemplo, el noveno año para el café cultivado bajo sombra). Estos períodos costosos se podrían financiar con créditos adicionales, pero dado que ocurren después de períodos de ganancia también se podrían financiar con los ahorros del agricultor, si las instituciones de ahorro fueran accesibles.

Cuadro 2. Flujo de caja anual promedio del uso de la tierra durante el período de tiempo estimado (valores en \$/ha)

Uso del suelo	Años	Valor actual de los costos VAC	Valor actual de los beneficios VAB	Valor actual neto (ganancias) VAN=VAB-VAC	Año de recuperación de la inversión $BCR=VAB/VAC$
Producción agroforestal mixta	15	836	2.532	1.696	4
Café cultivado bajo sombra	25	779	2.109	1.330	4

2 No se especifica en qué tipo de sistema de producción de café se basa esta estimación de valor más alta. Sin embargo, la modalidad del cultivo del café en la región se basa principalmente en prácticas de cultivo a la sombra y orgánico, de manera que se supone que una estimación de la producción de 2006 es de producción de café sostenible.

Los beneficios de conservación de la tierra dentro y fuera del lugar en la cuenca hidrográfica Birris, Costa Rica¹

La fragmentación del bosque y la producción agrícola intensiva hacen de la cuenca hidrográfica Birris, un afluente del río Reventazon, una de las productoras de sedimento más grandes de Costa Rica (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2002). Las tasas de erosión promedio han aumentado, pasando de 12 t/ha/año antes de 1978, cuando solo un 15% de la cuenca hidrográfica se utilizaba para la horticultura, a 42 t/ha/año en la década de 1990, cuando los cultivos ocuparon más del 30% de esta (Abreu 1994; Marchamalo 2004). Sin embargo, la presencia de suelos volcánicos profundos reduce el daño que provoca la pérdida de la capa cultivable para los agricultores, lo cual se observa solo en algunos lugares (Lutz *et al.* 1994a; Rodriguez 2001). Debido a la erosión del suelo y la fuerte pluviosidad, se eliminan cerca de 1,5 millones de toneladas de sedimento cada año desde sus presas, con un costo superior a los \$2 millones (Rodriguez 2001).

Vignola *et al.* identifica y analiza cuatro escenarios de manejo: (1) prácticas habituales no sostenibles, (2) reforestación de las zonas de alto riesgo (ZAR) para el control de la erosión, (3) adopción de prácticas de conservación del suelo (PCS) solo en ZAR y (4) adopción de prácticas de conservación del suelo en toda la cuenca hidrográfica (TCH). Los escenarios de conservación del suelo 3 y 4 se caracterizan por los cambios en el manejo del suelo (por ejemplo, aumento de la cobertura de árboles y prácticas antiero-

sión mejoradas en terrenos agrícolas). Se estimó lo siguiente para cada escenario: costos iniciales, el costo de reemplazar los nutrientes perdidos con base en el método de costo de reposición y el costo de las operaciones de limpieza de presas (por ejemplo, costos de energía, uso de maquinaria, salarios). El siguiente cuadro presenta el VAN de estas opciones de gestión.

El análisis de los beneficios dentro y fuera del lugar de los escenarios de conservación de la tierra sugiere que la opción más rentable es concentrarse en la reforestación de áreas de alta prioridad. Sin embargo, los minifundistas se muestran reticentes a renunciar a un uso de la tierra que les provee el sustento, por la restauración y protección de la extensión del bosque, y con justa razón. Sin un mecanismo que compense a los agricultores por sus servicios de reforestación, para evitar los costos que se han acumulado a otros costos bajo BAU, ellos tendrían poca motivación para hacerlo. Esto plantea la pregunta sobre el pago por servicios ambientales (PSA), tratado en la parte 3 de este capítulo.

Conclusión

La transición de las prácticas agrícolas BAU actuales a SEM no solo es asequible, sino que tiene probabilidades de ser más rentable para los agricultores en el largo plazo. Además, la implementación de las prácticas SEM aumenta el nivel de SE asociados a la tierra agrícola y también disminuye la presión sobre los bosques montañosos circundantes que proporcionan una variedad de SE, algunos de ellos cruciales para la continuación del desarrollo económico, como la regulación de los recursos hídricos.

Cuadro 1. VAN de los tipos de cobertura de la tierra

Tipos de cobertura de la tierra	1) BAU	2) Reforestación en ZAR	3) Adopción de PCS en ZAR	4) Adopción de PCS de TCH
VAN de los costos y beneficios totales de los escenarios de regulación de tierra dentro y fuera del lugar (\$)	-1.238.837	728.275	-37.387	-1.221.916

Nota: Valor actual durante 20 años, tasa de descuento de 4,5%. PCS: prácticas de conservación del suelo; TCH: en toda la cuenca hidrográfica; VAN: valor actual neto; ZAR: zonas de alto riesgo.

¹ Preparado por Raffaele Vignola, Marco Otarola, Miguel Marchamalo y Jaime Echeverría.

PARTE 3—El cambio a SEM: Oportunidades y desafíos

6.8 OPORTUNIDADES

Pagos por servicios ambientales

Los pagos por servicios ambientales (PSA) son un medio de compensar a quienes mantienen los SE pagado por quienes se benefician de dicha conservación. Por ejemplo, un gobierno local que use el agua río abajo y desee evitar invertir mucho más en una planta de tratamiento de agua, puede pagar a los agricultores por la adopción de prácticas de uso de tierra sostenibles. Cuando la gestión de SE beneficia a las personas fuera del país, los PSA internacionales pueden crear más oportunidades y fuentes de financiamiento para estimular la administración de estos servicios; por ejemplo, el pago por las prácticas que aislan los gases de efecto invernadero.

La agricultura, el aumento de la provisión de agua, la mitigación del cambio climático y la conservación de la biodiversidad, son de los SE que benefician a la agricultura que parecen tener la mayor probabilidad de generar PSA (FAO 2007).

Ha habido un gran interés en PSA en ALC desde la década pasada. Costa Rica posee el programa más antiguo, iniciado en 1997. A la fecha, relativamente pocos programas PSA se han dirigido a los agricultores y a las tierras agrícolas, aunque se espera que la demanda por los servicios ambientales de la agricultura aumente (FAO 2007). Un ejemplo destacado es el programa Grain for Green (Grano por Verde), de China, que se inició en 1999 para abordar las preocupaciones sobre la erosión, la retención de agua y las inundaciones. Colombia, Costa Rica y Nicaragua han iniciado un proyecto PSA piloto que se centra en las áreas agrícolas en donde los pastizales degradados son restaurados con sistemas silvopastorales (véase el recuadro 6.4) (Banco Mundial 2008).

Existen algunos mecanismos PSA privados en la agricultura. Por ejemplo, el caso de Scolel Té en Chiapas, México, en el cual los agricultores y las comunidades rurales reciben un pago proveniente de personas y empresas privadas por las compensaciones de emisión de carbono voluntarias generadas mediante la adopción de prácticas agroforestales (Tipper 2002). Otros ejemplos son los planes de etiquetado ecológico, tales como la certificación SalvaNATURA del café cultivado bajo sombra en El Salvador.

En los casos en los cuales la agricultura BAU es más rentable que SEM, PSA podría inclinar la balanza a favor de la agricultura SEM.

Sin embargo, a la fecha, la evidencia sobre la eficacia de PSA indica que estos deben ser cuidadosamente diseñados para tener éxito. Entre los problemas de diseño están (1) medir los SE que se prestarán, (2) tener una demanda clara por el servicio, (3) entregar pagos de un modo que consiga el cambio deseado y (4) evitar la creación de incentivos perversos o efectos secundarios adversos (Pagiola 2004).

Cambio climático

El sector agrícola contribuye con alrededor de un tercio del total de las emisiones de CO₂ y constituye la mayor fuente de metano (proveniente del ganado y del arroz inundado) y de óxido nitroso (principalmente de los fertilizantes). La conversión de los bosques también tiene como resultado una pérdida importante de las reservas de carbono y su liberación a la atmósfera. Por lo tanto, el sector presenta oportunidades de mitigación, financiadas potencialmente por PSA. Se deben explorar los esquemas del mercado de las emisiones de carbono, en particular en materia de deforestación y secuestro de carbono, para reducir las emisiones provenientes de la expansión de la frontera agrícola. El cuadro 6.6 resume algunas prácticas de mitigación del cambio climático actuales.

Las intervenciones para evitar la conversión de la tierra a usos de almacenamiento limitado de carbono o para fomentar el cambio al uso de almacenamiento alto de carbono, contribuirán al almacenamiento de carbono neto. Así, la producción agroforestal y los sistemas de manejo de conservación del suelo pueden contribuir significativamente al secuestro de carbono (FAO 2007).

Los pagos para adoptar medidas de mitigación de carbono pueden hacer que la agricultura de conservación resulte atractiva para los agricultores. En Chiapas, México, cerca de un 60% de los créditos de carbono vendidos a \$3,30 por tonelada fueron directamente pagados a los agricultores, lo que aumentó los ingresos de los hogares en promedio de \$300 a \$1.800 al año (Banco Mundial 2008). La reacción de los agricultores a PSA dependerá del costo de participar (lo que incluye los costos iniciales), las pérdidas iniciales y la reducción de la producción agrícola, comparado con la cantidad que reciban de PSA.

La agricultura es altamente vulnerable a los cambios y variabilidades del clima y a los eventos climáticos extremos. Las inundaciones y las tormentas han tenido como resultado pérdidas importantes para el sector agrícola en ALC. Por ejemplo, se calcula que la tormenta tropical Agatha (2010) destruyó terrenos agrícolas en Guatemala por un valor de \$19 millones y el huracán Mitch (1998) según se informa, destruyó dos tercios de las cosechas de alimentos básicos y 80% de las cosechas de exportación en Honduras. SEM también ayuda al

Cuadro 6.6. Prácticas para aumentar el secuestro de carbono y reducir las emisiones

Servicios de ecosistemas	Gestión a nivel de fincas	Gestión a nivel de paisaje
Secuestro de CO ₂ en la tierra	Gestionar y enriquecer la materia orgánica de la tierra Reducir la frecuencia de cultivo Usar prácticas de labranza y de conservación de suelo limitadas	Organización de asociaciones de comunidades y de agricultores
Secuestro de CO ₂ en plantas perennes	Aumentar el uso de especies perennes, gestión de bosques de cultivo, producción agroforestal, regeneración natural Prolongar los períodos de barbecho	Reforestación, regeneración natural de maleza y bosques
Menor emisión de CO ₂	Gestión de emisiones de maquinaria agrícola Reducción de quemas	Reducción de las quemas de bosques y de barbechos
Menor emisión de metano	Mejorar la gestión del ganado, tierra de turba, arrozales	Proteger la turba de alteraciones

Fuente: FAO (2007).

sector agrícola a adaptarse al cambio climático. Los sistemas agroforestales pueden reducir la vulnerabilidad de los minifundistas ante la variabilidad del clima y ayudarlos a adaptarse a las condiciones cambiantes (UNFCCC 2008).

Certificación ecológica

La certificación puede generar un precio adicional o aumentar el acceso al mercado; la certificación es una forma mediante la cual se pueden entregar beneficios para mantener SE. Las encuestas indican que los consumidores están dispuestos a pagar más para apoyar a los agricultores de los países en desarrollo y para proteger el medio ambiente mundial, siempre y cuando la afirmación sea transparente y confiable (Scialabba 2007). Orgánico, Comercio justo, Cultivado bajo sombra y otros programas de certificación ecológica son fieles a su compromiso. Estos programas de etiquetado aumentan el rendimiento para los agricultores y estimulan la gestión ambiental. Se deben evaluar los potenciales recargos a los precios de los productos certificados para analizar los efectos sobre los costos y/o rendimientos de la producción que pueden surgir de las prácticas requeridas (Calo e Ise 2005).

La mayoría de los contratos de certificación ecológica no solo mejoran las prácticas agrícolas, la calidad del producto y los precios, sino que también las condiciones laborales del agricultor. Por ejemplo, en Nicaragua, las fincas de café certificadas formalizan con mayor frecuencia las condiciones de sus trabajadores, haciendo que firmen contratos escritos; además, las fincas certificadas tienen una mayor capacidad para luchar contra el trabajo infantil y cumplen con los reglamentos relacionados con el trabajo de adolescentes. Los salarios también son más altos en las fincas certificadas y los programas de

Recuadro 6.4. Pagos por los sistemas silvopastorales integrados

Un proyecto en Costa Rica, Nicaragua y Colombia estableció un plan PSA basado en el grado del servicio ambiental que se prestará (secuestro de carbono y biodiversidad). La meta era mejorar los pastizales degradados mediante el desarrollo de sistemas silvopastorales más intensivos, capaces de generar beneficios ambientales mundiales, al igual que una remuneración social y económica para los productores. En cada país, se han inscrito en el proyecto cerca de 3.000 ha (Ibrahim et al., de próxima publicación).

Los logros se midieron como cambio en el área de pastizales con una alta densidad de árboles, la que aumentó en un 20%, 16% y 9% en Costa Rica, Nicaragua y Colombia, respectivamente; área de bancos de forraje utilizados para la alimentación durante la temporada seca (aumentos cercanos a un 1% en todos los países); área de pastizales degradados, la que disminuyó en 13%, 21% y 2,5%, respectivamente; y longitud de las cercas vivas, las que aumentaron entre 69 y 86 m/ha. Los pagos se realizaron de acuerdo con las mejoras anuales generadas por la adopción de prácticas silvopastorales a medida que se podían medir en un índice de servicio ambiental (ESI, por sus siglas en inglés), que combinaba índices de biodiversidad y de secuestro de carbono. El pago inicial ascendía a \$10/punto de línea de base ESI; se hacían pagos extras de \$75 por cada punto adicional que se lograba; el límite total de pago por el período completo del proyecto se estableció en \$6.000.

No hubo diferencia significativa en la tasa de adopción de las tecnologías mejoradas entre los agricultores pobres y los que no eran pobres. Las granjas con el índice ambiental inicial más alto (mayor biodiversidad y secuestro de carbono), incorporaron menos cambios (Ibrahim et al., de próxima publicación). Estos hallazgos muestran cómo un PSA bien definido puede promover a agricultores de bajos ingresos con prácticas ambientales sostenibles y que la selección podría priorizar a los beneficiarios según su estado ambiental inicial (actualmente hay un debate sobre la validez de seleccionar receptores de PSA, contra los profesionales en pro de la conservación existente). En el nivel socioeconómico, el plan PSA aumentó la productividad de leche y la ganancia bruta de la venta de productos de ganado, especialmente para los agricultores pobres y los extremadamente pobres. En las fincas que reciben PSA, hubo un aumento en el ingreso per cápita mientras que el uso de herbicida disminuyó entre 42% y 51% (Ibrahim et al., de próxima publicación).

seguridad y salud en el trabajo se facilitan con mayor frecuencia (Social Accountability International 2009). Entre otros beneficios no comerciales derivados de la certificación, se encuentra el fortalecimiento de las organizaciones de productores y la ayuda para pequeños productores con el fin de enfrentar la crisis del café (Ronchi 2002; Bacon 2005; Bacon *et al.* 2008; Jaffee 2007; Calo e Ise 2005; Milford 2004 en Ruben y Zuñiga 2010).

La certificación ecológica, como la de la Red de Agricultura Sostenible (RAS) y el Consejo de Administración Forestal (FSC), han impulsado resultados ambientales positivos en ALC y también han establecido estándares para las buenas prácticas de cultivo (Melo y Wolf 2007; Melo 2004; Lusk *et al.* 2007). Por ejemplo, se demostró que los consumidores canadienses valoraban los alimentos, además de la carne, que eran producidos con respeto por el medioambiente. Si bien no muchos se mostraban dispuestos a pagar un recargo, los que respondieron que se identificaban como ambientalistas ofrecieron pagar 15% más (Belcher *et al.* 2007).

Existe evidencia de que los agricultores certificados reciben ingresos superiores a los de aquellos que producen de manera convencional. En Nicaragua, las fincas certificadas con el sello de comercio justo reciben, en promedio, un 5% más en sus precios y, además, se paga un sobreprecio a la organización que se usa para propósitos colectivos, tales como préstamos para grupos de mujeres y becas para niños (Social Accountability International 2009).

No todos los programas de certificación dan un mejor rendimiento a los productores o resultados ambientales positivos (Potts 2007). Un estudio determinó que los recargos eran en promedio más altos para la certificación de comercio justo que para la certificación orgánica de Rainforest Alliance y Utz Kapeh (en orden descendente). Los productores de Brasil, Colombia, Costa Rica y Guatemala reciben los recargos más altos por café certificado, mientras que los de Bolivia, Ecuador y Perú reciben los más bajos (Killian *et al.* 2004). Un segundo estudio encontró recargos más altos para la certificación de comercio justo, e importantes efectos positivos ambientales y en la producción en los casos de certificaciones de carácter orgánico y de cultivo bajo sombra (Ponte 2004). Otro estudio descubrió que la certificación de Orgánico llevó a un menor uso de herbicida, pero las prácticas certificadas Utz, Comercio Justo y C.A.F.E. no lo hicieron. Las fincas certificadas por Rainforest Alliance redujeron el uso de fertilizantes sintéticos y aumentaron el uso de los orgánicos (Quispe Guanca 2007). Los agricultores de café se pueden beneficiar con planes de certificación que permitan una mejor coordinación entre los actores en la cadena de valor, como tostadores, comerciantes y agricultores (Muradian y Pelupessy 2005). En Perú, no se identificaron diferencias en los ingresos entre los productos orgánicos certificados y los que no lo eran, pero las fincas certificadas tenían niveles más altos de activos agrícolas, lo que sugiere que la mejora en las condiciones de los hogares está asociada con la certificación (Fort y Ruben 2008).

En Tabasco, México, el cultivo de cacao orgánico comenzó alrededor de 1984. En 1997, se introdujo un proyecto para aumentar el ingreso agrícola y al mismo tiempo reforestar. En este proyecto, los agricultores y miembros de cooperativas aumentaron su participación en la cadena de producción no solo cultivando cacao, sino que también procesando chocolate. Aunque entre 200 y 300 agricultores se beneficiaron directamente de la actividad, miles más ganaron en forma indirecta mediante el procesamiento en la finca y la comercialización directa (Scialabba y Hattam 2003). La experiencia con el banano certificado se encuentra en el recuadro 6.5.

Maximización de los beneficios adicionales

Las tierras agrícolas generalmente son gestionadas solo para la producción de un único cultivo comercial, si bien es posible cultivar una amplia gama de productos que generen ingresos, con oportunidades para abarcar productos múltiples o beneficios adicionales de SE a través de prácticas agrícolas sostenibles. Por ejemplo, los sistemas agroforestales promueven la conservación de la biodiversidad y la energía y pueden aumentar el empleo rural. Además de las oportunidades de PSA, SEM también puede generar oportunidades para el turismo rural y el ecoturismo.

La gama de SE potenciales que se pierden con las prácticas BAU de cultivo intensivo se pueden recuperar, hasta cierto punto, a través de SEM con la gestión agrícola apropiada. Las compensaciones persistirán en algunas situaciones, pero en otros casos, el uso óptimo de la tierra puede implicar la gestión de la tierra para capturar beneficios.

6.9 DESAFÍOS PARA SEM

El uso difundido de SEM enfrenta algunos desafíos, que se exploran a continuación.

Costos iniciales altos de SEM

Muchas prácticas de agricultura sostenible requieren inversiones por adelantado que los agricultores pueden no estar en posición de financiar. Estas prácticas pueden generar ingresos solo en el mediano y largo plazo y son, por ende, poco atractivas. Generalmente, un cambio en la producción agroforestal implica bajas ganancias o incluso un flujo de caja negativo durante los primeros años. Un estudio que cubre 22 fincas en México demostró que los costos de establecimiento no se recuperaron antes del tercer año (Haggar *et al.* 2004). Para contrarrestar los costos de inversión, los productores usaron tres enfoques: plantar ya sea (1) cultivos de alto valor como ají, sésamo y acedera en áreas pequeñas con gestión intensiva; (2) cultivos de cobertura de legumbres para dominar las hierbas; o (3) cultivos perennes, tales como el achote (bija), casava y banano, los que una vez establecidos requieren bajo mantenimiento. Las altas inversiones iniciales, necesarias para pagar la verificación de los estándares de certificación, pueden disuadir a los agricultores.

Recuadro 6.5. Iniciativas de certificación de banano

La preferencia del consumidor expresada a través de compradores corporativos ha impulsado a los agricultores a cambiar a bananos certificados. Rainforest Alliance y la Fundación Ambio de Costa Rica han implementado la certificación “Eco-OK” con el fin de favorecer los métodos sostenibles. Chiquita, la primera empresa importante de banano que apoyó esta certificación, invirtió \$1 millón para mejorar y certificar sus instalaciones en Costa Rica. A fin de cumplir con las pautas de Eco-OK, Chiquita instaló recolectores de desechos sólidos en las instalaciones de envasado para reducir la contaminación de los ríos, reconstruyó bodegas para productos químicos, reforestó corredores ribereños y comenzó a controlar la calidad del agua y el desecho orgánico del abono. A pesar de que aún se usan productos agroquímicos, el uso de pesticidas se ha automatizado, se han instalado duchas para que los trabajadores se laven después de entrar en contacto con los productos químicos y se está entregando capacitación en seguridad (McCracken 1998).

Los bananos certificados con Comercio justo en Perú, Ghana, México y Ecuador han aumentado los ingresos de los agricultores (Fort y Ruben 2008; Ruben y van Schendel 2008; Ruben et al. 2008; Jaffee 2008). Debido a la asistencia técnica, también hay una mayor productividad laboral y una tendencia a invertir en la capacidad productiva de la tierra y de las personas (Zuniga-Arias y Saenz Segura 2008; Fort y Ruben 2008; Consumers International y el Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo 2005; Imaflora 2009). En el norte de Perú, la producción Comercio justo atrae una demanda adicional que también llevó a precios e ingre-

sos más altos para los productores de banano no certificados (Fort y Ruben 2008). En Costa Rica, aunque no hubo diferencias significativas en los niveles de ingresos, la certificación demostró tener un impacto positivo en el bienestar de los hogares y la comunidad (Zúñiga-Arias y Sáenz-Segura 2008).

En Ecuador, los productores de banano orgánico certificados disminuyeron el riesgo ambiental mediante el uso de prácticas de cultivo y conocimientos de gestión para aumentar la eficiencia ecológica y mitigar la degradación de recursos (Melo y Wolf 2007). Las condiciones de vida de los trabajadores mejoran mediante la disponibilidad de asistencia técnica, protección ambiental, atención de salud y seguros de vida (Ruben et al. 2008). En Ghana, los trabajadores de las fincas certificadas trabajan menos y disfrutan de más beneficios no salariales que los trabajadores de los productores no certificados (Ruben y van Schendel 2008).

En cinco fincas de la Corporación Bananera Nacional de Costa Rica y 54 fincas privadas (diez > 5 ha y 44 < 5 ha), la rentabilidad de la granja asociada a la producción de banano agroecológico (por ejemplo, un bajo uso de productos agroquímicos), alcanzó un VAN cercano a \$1,5 millones y una tasa interna de rendimiento de 47% en las granjas con > 5 ha. Los productores convencionales en granjas con > 5 ha mostraron un VAN mucho menor, cerca de \$33.000, pero una tasa interna de rendimiento de 64% (presumiblemente sobre una inversión más baja). Los rendimientos reducidos se compensan con los precios altos determinados por los productos certificados. El costo/kg de los cultivos con bajo uso de productos agroquímicos cae a medida que la producción aumenta, y tiene los costos más bajos en un nivel de producción de 5,5 millones de kg (Cordero 1998).

El acceso limitado a créditos asequibles complica los casos en los cuales el cambio a SEM requiere de capital. En Honduras, Nicaragua y Perú, los productores que enfrentan restricciones financieras usaron 50% a 75% menos de insumos adquiridos en comparación con aquellos que tuvieron acceso a capital. El ingreso neto de los últimos fue de 60% a 90% más alto. Los programas regionales como el Programa de Reducción de la Pobreza y Desarrollo Rural Local (PROLOCAL) en Ecuador y Sierra Exportadora en Perú combaten esta limitación.

Costos privados en comparación con los costos sociales

No todas las prácticas de conservación son rentables para los agricultores, como lo demuestra Lutz et al. (1994a), para prácticas de conservación de suelos. Sin embargo, algunas prácticas no viables des-

de la perspectiva de los agricultores pueden ser beneficiosas desde la perspectiva social. En situaciones en las cuales la naturaleza de bien público de SE evita que los propietarios de tierras capturen un mayor valor con SEM que con BAU (por ejemplo, cuando los beneficios de conservación superan los costos a nivel social, pero no en la finca), las intervenciones normativas de los gobiernos, al igual que las intervenciones de mercado, pueden inclinar la balanza a favor de SEM (recordar el caso anterior de la cuenca hidrográfica Birris).

Estructura de mercado y variabilidad de precios

La consolidación de la industria alimentaria caracteriza a BAU y crea limitaciones y oportunidades para la evolución de las estrategias a fin de avanzar en dirección a SEM. Los grandes conglomerados representan una oportunidad para moverse rápidamente hacia SEM si los grandes compradores estimulan a los grandes productores para hacerlo (como en el caso de los mercados internacionales de azúcar,

Recuadro 6.6. Políticas para promover SEM en la ganadería

Opciones de políticas que reducen el daño ambiental provocado por la ganadería (Banco Mundial 2008c):

- Limitar la cantidad (número de cabezas) o densidad (cabezas por ha), por operación o por región e imponer una distancia mínima entre las actividades de ganadería y las vías fluviales (Brasil);
- Devolución de impuestos para la reubicación en áreas menos ecológicamente sensibles o menos pobladas;
- Impuestos adicionales sobre operaciones urbanas; y
- Apoyo de inversiones en tecnologías inofensivas para el medioambiente (que reduzcan la escorrentía, uso de fósforo, nitrógeno, etc.) y fijación de límites máximos e intercambio de los derechos de emisión en el mercado de abonos.

carne y banano mencionados anteriormente). Al mismo tiempo, la agricultura puede ayudar a reducir la pobreza si los minifundistas se convierten en proveedores directos de los mercados de alimentos modernos, se crean buenos trabajos en la agroindustria y se introducen los mercados para los servicios ambientales. Este es un reto creciente, ya que la estructura de la industria alimenticia ha experimentado cambios sustanciales en los últimos 20 años, con una tendencia hacia los grandes productores y comerciantes.

Los supermercados manejan entre el 50% y el 60% de todo el alimento que se vende al por menor en América Latina. Nicaragua es el más bajo en la región con un 20%, mientras que Brasil es el mayor con un 75% (Banco Mundial 2008c).

Los minifundistas corren el riesgo de ser desplazados de la producción de ganado por las empresas que operan a gran escala. En la producción de porcinos y de aves, los grandes volúmenes se benefician de las economías de escala y los compradores dan preferencia a volúmenes más grandes de una calidad consistente, en lugar de la que pueden proporcionar los pequeños productores. La concentración espacial y económica de la producción, procesamiento y venta al por menor ha llevado a la conformación de unidades de producción más grandes, la mayoría ubicada cerca de áreas urbanas. Esta consolidación geográfica y económica del sector ganadero puede hacer que la carne y la leche sean más asequibles para las personas pobres de la ciudad y podría crear empleos en la fase inicial y final de la cadena de producción del productor, pero tiene efectos negativos sobre el ambiente, la salud animal y humana y la equidad social (Banco Mundial 2005b).

Los sistemas agrícolas también son vulnerables a la variabilidad de los precios de mercado. Por ejemplo, un análisis de cuatro alternativas de sistemas agroforestales en Costa Rica concluyó que la probabilidad de éxito financiero de estos proyectos fluctuaba enormemente (de 37% a 51%), cuando se incorporaba la variabilidad en el precio de la carne. Esto se aplica para la mayor parte de la producción agrícola, especialmente a pequeña escala. Los contratos para productos certificados con períodos de vigencia más largos, pueden ayudar a estabilizar los precios.

El entorno político

Las políticas influyen sobre los costos y beneficios relativos de los insumos (como los SE), los resultados y los procesos utilizados para producir bienes y servicios. Algunas políticas corrigen las distorsiones en el mercado global debido a las externalidades u otras deficiencias de mercado; otras políticas las estimulan (por ejemplo, los "incentivos perversos"). Entre las áreas comunes en las cuales las políticas crean distorsiones de mercado que dañan el ambiente están los fertilizantes, pesticidas y subsidios de irrigación (o exenciones tributarias), control de precios y créditos agrícolas o seguros de cultivos que obligan a usar pesticidas (Farah 1994; Dasgupta 2001). Los subsidios y las exenciones tributarias reducen los costos relativos de los productos a los que se aplican, alejando a que estos productos se usen más intensivamente. De esta forma, estos incentivos perversos, también tienden a retrasar la adopción de nuevas tecnologías. La experiencia de los subsidios para fertilizantes en la India muestra las implicaciones sociales de gran alcance de estas políticas (recuadro 6.2 anterior).

Las medidas que promueven la agricultura SEM pueden resultar menos controversiales, como las que respaldan los programas de certificación, los acuerdos PSA a nivel de la cuenca hidrográfica o la participación de actores clave en la planificación pública. Los marcos institucionales apropiados, capaces de hacer que estas políticas y reglamentos funcionen, constituyen un elemento esencial de las agendas de política SEM. Las políticas varían desde disposiciones generales que crean un marco habilitador hasta marcos restrictivos detallados para guiar la producción sostenible en líneas específicas de acción. El recuadro 4.6 destaca el ejemplo de un marco de política que promueve SEM para la explotación de ganado intenso, el cual contamina el ambiente con BAU (por ejemplo, corrales de engorde, aves encerradas, granjas de porcinos y de productos lácteos, etc.).

Información y acceso a los mercados

Los agricultores pueden desconocer los beneficios de los sistemas agrícolas SEM, tanto sus ventajas ambientales como su posible superioridad financiera sobre las prácticas BAU actuales. Es necesario difundir información sobre enfoques alternativos, junto con asistencia técnica. También es importante desarrollar los mercados locales para que los agricultores no dependan exclusivamente de los mercados

Cuadro 6.7. SEM: Barreras y posibles soluciones

Barreras	Soluciones
Altos costos iniciales de inversión y demoras para comenzar a obtener un rendimiento sobre las inversiones.	Suministrar crédito u otras fuentes de financiamiento y capacitación para apoyar el costo de adopción, el cambio y la adopción de tecnología
La baja rentabilidad en la finca obstaculiza la adopción de prácticas socialmente provechosas	Elevar el rendimiento de la finca mediante incentivos (basados en los beneficios sociales de la iniciativa de conservación), como PSA; y la promoción de beneficios adicionales de la gestión sostenible
Falta de evidencia del valor monetario de SE	Mejorar la base de evidencia por medio del desarrollo de procesos que permitan la recopilación metodológica de datos y comisionar estudios de valoración de SE clave
Tendencia: consolidación de grandes compradores agroindustriales (supermercados); barreras para los pequeños agricultores; preocupaciones de equidad	Trabajar con supermercados para obtener proveedores de productos de puntos de venta sostenibles, incluyendo pequeños productores para luchar contra la pobreza y promover la equidad. Fomentar la aceptación de SEM por parte de las empresas agrícolas
Muchas políticas actuales promueven prácticas no sostenibles	Erradicar los incentivos perversos e incorporar incentivos positivos y reglamentos que promuevan SEM (por ejemplo, el PSA)
Falta de información, conocimiento técnico especializado y acceso a mercados	Campañas de difusión, programas de capacitación técnica y apoyo para lograr la comercialización de los productos SEM

de exportación; se deben promover cadenas de suministros alimentarios más cortas a fin de facilitar la participación de los agricultores en la ganancia comercial (Scialabba 2007). Con el objeto de participar en los actuales procesos agroindustriales, los actores locales clave deben aprender acerca de normas fitosanitarias y de productos, así como de normas laborales y ambientales, para que puedan hacer contratos con cadenas de supermercados y con los mercados de exportación (Reardon 2007).

El cuadro 6.7 resume los desafíos que enfrenta la adopción a mayor escala de SEM y las posibles soluciones para enfrentar los mismos.

producción sostenibles y equitativos según SEM. Existen muchos casos en los cuales BAU no es sostenible, lo que genera impactos ambientales negativos y costos para la sociedad, y acarrea menores beneficios económicos a largo plazo en comparación con SEM.

SEM puede facilitar el crecimiento, ser más equitativo al favorecer a los pequeños agricultores y a los pobres, además de ser asequible. Sin embargo, se deben superar las barreras que impiden una aceptación más amplia de SEM.

Estas conclusiones se analizan a continuación. Con ellas, la siguiente advertencia: la diversidad de los sistemas de producción agrícola impiden las generalizaciones excesivas o soluciones de política uniformes para la región.

SEM PUEDE FACILITAR EL CRECIMIENTO

El sector agrícola en América Latina y el Caribe es importante para el bienestar de las economías y sociedades de la región. El sector hace una contribución considerable al PIB, al empleo y al sustento en zonas rurales, además de proporcionar alimento, fibra y combustible para uso doméstico. La productividad de la agricultura depende fundamentalmente de la conservación de los SE: servicios naturales gratuitos, como acceso al agua, fertilidad de la tierra, polinización y control de plagas y enfermedades. Los aportes producidos por el hombre pueden sustituir solo algunos de estos servicios naturales cuando se degradan. El costo de los sustitutos aumentará a medida que los SE se deterioran, elevando los costos de producción. Mantener la producción de alimentos a bajo costo, especialmente para alimentos básicos, es la base de la seguridad alimentaria.

Si SEM no se extiende en el sector agrícola, la región de América Latina y el Caribe enfrenta una potencial disminución de la productividad con el paso del tiempo. Esto se evidencia en los costos de la erosión de la tierra, que ha significado una reducción del 13% de la productividad de las cosechas en todo el mundo. La degradación y el agotamiento de la tierra podrían tener profundas repercusiones económicas para la región, por ende, amenazar las perspectivas de crecimiento económico y el bienestar humano futuro. La India ilustra los riesgos de seguir en el camino de BAU, la degradación de la tierra y la pérdida de productividad han llevado a los siguientes problemas: altos volúmenes de importación de alimentos e inflación del precio de los alimentos (véase el recuadro 4.2 sobre subsidios de fertilizantes en la India).

BAU a la larga no es sostenible: Aunque a menudo es rentable a corto plazo, con el tiempo, los costos aumentan y los ingresos disminuyen con BAU, y los actores reaccionan a los costos externalizados que experimentan. En consecuencia, SEM genera mayores beneficios financieros y económicos netos a largo plazo. Esta tendencia se manifiesta de diversas formas.

6.10 CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES DE POLÍTICA

Conclusiones

Este capítulo ha demostrado en qué forma el sector agrícola depende de los SE y cómo puede jugar un papel significativo en la conservación de estos servicios por medio de la transición hacia sistemas de

- **El paradigma BAU estándar:** Según este escenario, BAU es financieramente superior a SEM en el corto plazo pero no necesariamente en el largo plazo. Tomar en cuenta la degradación de SE agrega costos a BAU de modo que el paradigma se hace menos rentable. Por ejemplo, la disminuida fertilidad de la tierra según BAU eleva los costos para los agricultores. Estudios en América Central y el Caribe muestran que, mientras las tasas de degradación varían en todas las cosechas y sitios, en todos los casos, los rendimientos de la producción disminuyen gradualmente (sin medidas de conservación). Los costos externos de la erosión de la tierra, como el encenagamiento de presas y canales, reducen posteriormente la viabilidad económica de las prácticas de BAU. Por lo general, estos costos externos permanecen ajenos a las decisiones privadas, sin iniciativas de políticas que aseguren que estos costos se tomen en cuenta en los costos de operación. Por su parte, SEM mantiene la fertilidad de la tierra y disminuye los costos de fertilizantes a lo largo del tiempo. Si eso sucede con la prontitud suficiente y en una magnitud suficientemente grande, SEM será económicamente más conveniente para los tomadores de decisiones privados incluso sin considerar las externalidades.

- **Degrado del ecosistema en el corto plazo:** Este escenario es similar al “paradigma estándar BAU” excepto que los efectos de la degradación de SE en la rentabilidad y viabilidad económica de BAU se perciben mucho antes. La degradación agrega costos a BAU y disminuye el ingreso a corto plazo, mientras que SEM ofrece retroalimentación ecológica positiva que lleva a mayores ingresos que en los sistemas BAU. Por ejemplo, los sistemas silvopastorales tienen altos costos iniciales de inversión, pero, con el tiempo, ofrecen rendimientos más altos apoyados por los beneficios adicionales de productos de la madera y de frutas para uso doméstico o venta. En BAU, los ingresos comienzan a disminuir desde el principio, debido a la oferta a bajo precio de los SE en que se basa la productividad (por ejemplo, la fertilidad de la tierra, retención de agua de lluvia y los servicios de polinización). Las políticas públicas que apoyan los costos de inversión inicial (asistencia técnica y crédito) aumentarían la aceptación de sistemas silvopastorales.

- **Umbral de SE e ingresos perdidos:** Los SE pueden colapsar, en cuyo caso BAU deja de generar ingresos debido a que la productividad del recurso natural ha disminuido drásticamente. Este colapso puede o no revertirse a sistemas naturales en funcionamiento.



to. Mientras tanto, las prácticas SEM podrían haber originado una menor, pero sostenida, productividad en el largo plazo, con lo cual se obtendrían ingresos para empresas y para el gobierno. Un ejemplo es el sector del ganado en el Amazonas, en el cual los subsidios perversos han estimulado la tala de bosques para pastoreo. Sin embargo, este talado de la tierra ha ocasionado grandes áreas de tierra abandonada debido a la rápida pérdida de fertilidad, una vez eliminados los servicios del ciclo de nutrientes del bosque. Se trata de un escenario de auge y caída, que ha demostrado ser menos favorable en el largo plazo que la ganadería o la agricultura sostenible. Si los recursos hídricos no se administran en forma sostenible, la escasez de agua en algunos lugares puede llevar al colapso de los cultivos que dependen del riego (consulte el capítulo sobre servicios hidrológicos).

En muchos casos, SEM puede ser más rentable que BAU: Por ejemplo, el 90% de los sistemas agroforestales estudiados en América

Central tuvieron mayores rendimientos comparados con el cultivo tradicional; de modo similar, mejores prácticas de gestión de tierras cultivables en el sur de Brasil originaron mayores ingresos para los agricultores. En la India, producir azúcar SEM cuesta un 15% menos. Las empresas que practican SEM pueden reducir sus costos operativos (por ejemplo fertilizantes, pesticidas, equipo, mano de obra), en tanto que la sociedad gana con la reducción de los costos externos. Por ejemplo, la gestión mejorada en las fincas en Brasil disminuyó los costos externos del tratamiento de aguas, mientras que la conservación de la tierra cul-

tivable en Costa Rica redujo considerablemente los costos de sedimentación de los embalses (véase el estudio de caso Birris). Maximizar los beneficios adicionales al combinar las corrientes de ingresos desde muchas fuentes es una opción disponible en SEM: Los ingresos de productos principales, productos secundarios, pagos por servicios ambientales, REDD+, valores de uso de productos de subsistencia y otros.

SEM puede prevenir la pérdida de productividad y mitigar el impacto de los fenómenos naturales.

Vulnerabilidad ante el cambio climático de escenarios BAU y SEM: El cambio climático incorpora la incertidumbre en las proyecciones económicas del sector agrícola, siendo este altamente vulnerable a la variabilidad climática. El riesgo implícito se reduce

al adoptar prácticas sostenibles. En términos generales, SEM se alinea con la mitigación y adaptación al cambio climático, al aumentar la flexibilidad y adaptabilidad a nivel de sistema. SEM apoya la adaptación al cambio climático a través de medidas como el mantenimiento de las cosechas y la diversidad del sistema agrícola, el uso de variedades que soportan las sequías, la captación y la conservación del agua, la siembra abundante, los cultivos mixtos, la producción agroforestal, el control de hierbas de bajo aporte y plagas; y la siembra de productos silvestres. Por ejemplo, los agricultores en Honduras consideran que un beneficio importante de la técnica de manejo de suelos que se conoce como Quesungual es crear una mayor resistencia a las inundaciones (las cosechas bajo el sistema no mostraron daños importantes luego del huracán Mitch).

Dichas consideraciones son importantes para la región debido al esperado empeoramiento de los sistemas de tormentas bajo el cambio climático y el grave impacto de las recientes tormentas e inundaciones, como cuando en 1998 el huracán Mitch arrasó con 70% de los cultivos en Honduras y en muchos otros países. En América Central se han producido casi anualmente, fenómenos tan extremos pero a menor escala, como en 2010 cuando la tormenta tropical Agatha destruyó tierras agrícolas con daños estimados en \$19 millones en Guatemala (arruinando muchos cultivos en El Salvador y Honduras).

Las actividades SEM tienden a ser de un uso intensivo de mano de obra y, por esto, crean trabajo, lo cual ayuda a evitar el éxodo rural. Las prácticas agrícolas de los pequeños agricultores tienden a hacer un uso más intensivo de mano de obra que el del monocultivo extensivo. La producción agroforestal, la agricultura orgánica y las prácticas de cultivo de conservación absorben más mano de obra que los enfoques tradicionales.

Dentro de SEM hay nuevas y crecientes oportunidades de negocios: Los cambios en las preferencias del consumidor y otras fuerzas de mercado pueden cambiar la rentabilidad relativa de las prácticas de BAU y SEM. Esto se ve en los crecientes mercados de América Latina y el Caribe de productos orgánicos ambientalmente certificados. Por ejemplo, los agricultores han sido capaces de aumentar sus ganancias al producir café orgánico en México, Brasil, Nicaragua, República Dominicana y Guatemala. La certificación de la carne de res en Brasil ha mejorado el acceso a los mercados. Generalmente, la certificación de comercio justo implica no solo mejores precios, sino también un menor riesgo de mercado debido a una menor variabilidad de los precios y un mayor acceso al mercado mediante cooperativas. Asimismo, los productores generalmente corren menos riesgos con los sistemas de baja inversión en el caso de un aumento de precios o escasez de insumos adquiridos. La experiencia en Costa Rica sugiere que las plantaciones de café orgánico y las que incorporan leguminosas pueden sostener mejor la productividad ante la posibilidad de una disminución del uso de fertilizantes.

SEM puede ayudar a la competitividad del país en el comercio mundial: Las exportaciones agrícolas son fundamentales para la región, representando un 44% del valor de las exportaciones en general. Este ingreso por concepto de exportaciones se apoya principalmente en las prácticas que sostienen la productividad. Asimismo, la gestión ambiental se está transformando en un requisito para los compradores internacionales; los reglamentos de comercio internacional se están volviendo más rigurosos (por ejemplo, directivas de comercio de la Unión Europea). La reputación ambiental negativa de BAU en algunos sectores (por ejemplo, soya, ganado) ha contraído las ventas y las exportaciones, lo que afecta negativamente a las empresas en forma individual y a los sectores industriales en general. Al contrario, la buena gestión ambiental puede elevar la competitividad de los productos de la región, aumentar el empleo y posiblemente obtener un recargo sobre el precio como en el caso del café y banano orgánicos.

SEM PUEDE SER MÁS EQUITATIVO

Los pobres pueden perder con BAU: BAU generalmente contribuye poco a aliviar la pobreza, ya sea mediante un acceso equitativo a oportunidades o mediante la distribución del rendimiento. Los beneficios tienden a concentrarse en las manos de unos pocos, entre ellos los grandes terratenientes, ganaderos y grandes empresas agroindustriales. Los aumentos en la producción agrícola local se dan por lo general a nivel de subsistencia, beneficiando muy limitadamente a las comunidades locales o aliviando la pobreza sin crear un mejor futuro para los pequeños agricultores. Frecuentemente los pobres están más expuestos y son más vulnerables a la contaminación del aire y del agua en BAU y menos capaces de costear atención médica. Por ejemplo, en Ecuador, los trabajadores agrícolas afectados por envenenamiento con pesticidas eran pobres y los costos superaban con creces sus ganancias.

SEM con frecuencia beneficia a los pobres y a la clase media: La agricultura también puede ayudar a reducir la pobreza si los minifundistas, en forma individual o por medio de cooperativas, se convierten en proveedores de los mercados de alimentos modernos, se crean buenos trabajos en la agricultura y la agroindustria, se tratan de lograr políticas de comercio justas y se incorporan programas de pagos por servicios ambientales. La orientación hacia pequeños agricultores de muchos de los enfoques agroforestales, de conservación de suelos y otros enfoques SEM y sus frecuentes vínculos con el productor/ organización comunitaria y su empoderamiento, contribuyen a la estabilización y mejora económica de las poblaciones rurales.

Dado que los habitantes pobres de áreas rurales están, por lo general, más directamente expuestos a la degradación ambiental, estas comunidades están en posición de beneficiarse con SEM. Bajo arreglos institucionales y de mercado adecuados, la agricultura SEM ofrece

importantes beneficios socioeconómicos a los agricultores pobres, al aumentar el ingreso neto, mejorar la seguridad alimentaria y disminuir la dependencia de compras de productos agroquímicos. La producción agroforestal también puede traer beneficios mediante una menor dependencia de fuentes externas de materiales (por ejemplo, leña para combustible). Maximizar los beneficios adicionales para que incluyan diversas fuentes de ingresos es una estrategia SEM, especialmente para los pequeños agricultores.

Las prácticas SEM también reducen la vulnerabilidad de los hogares ante los impactos económicos y ambientales. Durante eventos extremos, los hogares de bajos ingresos con ahorros mínimos dependen mayormente de los recursos naturales locales, que tienen una tendencia a ser más estables y abundantes en SEM. Por ejemplo, los sistemas silvopastorales reducen la dependencia de fertilizantes y pesticidas químicos, ahorran agua de riego, protegen las tierras cultivables, mejoran la fertilidad y crean el potencial para recibir ingresos adicionales por la cosecha de fruta, leña para combustible y madera. Pérez (2004) determinó que los hogares de Brasil con mayor diversidad agrícola tenían ingresos agrícolas mayores y con menos variación, lo que sugiere que los ingresos se hacen más estables a niveles más altos de diversidad agrícola.

LA TRANSICIÓN DE BAU A SEM PUEDE SER ASEQUIBLE, PERO ES DIFÍCIL

BAU puede llegar a un punto en el cual no es rentable, pero se mantiene por tradición o falta de financiamiento para cubrir los costos de la transición a tecnologías más adecuadas. El capital de inversión puede catalizar la transición de BAU a SEM. Una limitación importante para la adopción de prácticas silvopastorales son los altos costos iniciales de inversión y el bajo nivel de beneficios en los primeros años mientras los árboles crecen. En consecuencia, se requieren políticas para cubrir el costo de inversión inicial de los sistemas silvopastorales o PSA adicionales generados por este sistema de gestión a fin de fomentar su adopción. Las barreras para la adopción, especialmente para los pequeños agricultores, se pueden eliminar al solucionar la falta de asistencia técnica, las limitaciones de crédito y las condiciones poco favorables de tenencia de tierras (Pagiola *et al.* 2007). Las políticas existentes también pueden ser un factor facilitador en decisiones sobre prácticas agrícolas alternativas. Al prohibir las externalidades y eliminar los incentivos perversos (por ejemplo, subsidios para fertilizantes y para la ganadería BAU), SEM gana en relación con BAU, mientras que las políticas que apoyan el PSA pueden compensar a los terratenientes por mantener SE que de otro modo no tendrían precio. Los proyectos piloto de PSA enfocados en la conversión de los pastizales degradados a sistemas silvopastorales están en marcha en Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Aunque tales proyectos requieren de un diseño cuidadoso con un claro entendimiento del servicio que se presta y evidencia de la demanda, se espera que crezcan en América Latina y el Caribe.

Recomendaciones

El sector agrícola depende fundamentalmente de los SE. Por lo tanto, la gestión sostenible de estos servicios naturales es esencial para el futuro del sector. Hay una serie de factores, existentes y en desarrollo, que impulsan la transición de SEM. Estos factores incluyen las tendencias generales de conciencia pública, gustos del consumidor y estándares internacionales que avanzan en una dirección favorable para SEM, la escasez en aumento de SE unida a un creciente entendimiento de su importancia económica, los avances tecnológicos para aumentar la eficiencia de las prácticas SEM y la compatibilidad de muchas prácticas SEM con mitigación del cambio climático y objetivos de adaptación. Sin embargo, es claro que la aceptación de SEM a escala más amplia requerirá cambios de política para eliminar las distorsiones y reducir las barreras. Asimismo, tales políticas deben basarse en datos de los costos y beneficios económicos de SEM.

LAS RECOMENDACIONES DE POLÍTICA ECONÓMICA CLAVE PARA PROMOVER LA ACEPTACIÓN DE SEM SON:

- Eliminar los incentivos perversos.
- Crear incentivos positivos.
- Promover una gestión integral de los recursos naturales entre los ministerios.
- Apoyar a las empresas para que adopten SEM.
- Promover el análisis costo-beneficio de prácticas de gestión alternativas.
- Desarrollar bases de datos.

Las políticas basadas en el mercado deben estar apoyadas por una normativa, lo que incluye aplicar los reglamentos existentes que equiparan las condiciones de BAU y SEM y, por ende, permiten que el enfoque SEM pueda competir. El cambio de BAU a SEM a mayor escala requiere de una planificación e iniciativas regulatorias más amplias.

Eliminar los incentivos perversos

Un primer paso para los gobiernos es revisar y reformar políticas que promueven actividades BAU haciéndolas artificialmente más rentables que SEM. Es fundamental para esta reforma la eliminación de subsidios dañinos para combustible agrícola, riego y productos agroquímicos o las políticas de tenencia de tierras que permiten la adquisición a bajo costo de tierras si están deforestadas. Dichos subsidios posibilitan que BAU compita con SEM por mucho más tiempo. Esto deforma el proceso de toma de decisiones y generalmente provoca decisiones económicas no tan óptimas. Estos subsidios han provocado un exceso de uso de y daños a los SE, ocasionando un costo a largo plazo para el sector.

Crear incentivos positivos

Los subsidios perjudiciales se deben reemplazar con subsidios bien estructurados que beneficien al medio ambiente, como por ejemplo aquellos que sufraguen los costos de la certificación orgánica; o con crédito que financie los costos de inversión inicial para la adopción de sistemas SEM; o PSA bien estructurados y supervisados. El cambio de subsidios perversos a subsidios sanos puede ser neutral para los ingresos. Tal enfoque es el de la reforma a la Política Agrícola Común de Europa, en la cual los pagos a los agricultores se mantuvieron en el mismo total, aunque dejaron de estar relacionados con el volumen de producción, y pasaron a relacionarse con una serie de estándares ambientales, de seguridad alimentaria y bienestar animal, así como con el requisito de mantener las tierras agrícolas en buenas condiciones agrícolas y ambientales.

Una alternativa es incorporar desgravaciones fiscales para las prácticas SEM, por ejemplo en la importación y fabricación de tecnologías SEM, como energía solar para la agricultura o en la exportación de productos SEM para aumentar su competitividad internacional.

La baja rentabilidad en la finca obstaculiza la adopción de prácticas socialmente provechosas. Las ganancias de la gestión sostenible de SE en la finca también se pueden maximizar mediante incentivos basados en los beneficios sociales de iniciativas de conservación, por ejemplo, PSA y promoción de beneficios adicionales derivados de una gestión sostenible.

Promover una gestión integral de los recursos naturales

Los ministerios de agricultura no son los únicos responsables de la gestión de la gama completa de SE. Muchos de los SE clave proporcionados a la agricultura se originan, en parte, fuera de la finca. Por ejemplo, la cantidad y calidad de agua depende de la gestión de las tierras aguas arriba, que pueden estar bajo la jurisdicción de una variedad de instituciones, mientras que los servicios de polinización pueden ser dependientes de la gestión de terrenos forestales externos. Esto significa que la forma en que se administran los paisajes que rodean la tierra de cultivo (por ejemplo, cuencas hidrográficas y bosques) afectará la productividad agrícola. Por consiguiente, la gestión óptima de los SE importantes para la agricultura requiere de una respuesta coordinada entre los ministerios de ejecución con un interés en los SE. El ministerio de agricultura debe, en primer lugar, identificar y comprender el papel de estos servicios y sus usos contrapuestos y las presiones relacionadas; en segundo término debe trabajar con otros ministerios para construir las políticas adecuadas para mantener y usar estos servicios para el beneficio a largo plazo del país, tomando en cuenta las compensaciones económicas y sociales. El conocimiento, las capacidades y la organización necesarios para implementar este enfoque deberán ser sustentados por las administraciones posteriores. Esto requerirá coordinación multisectorial, participación de las partes interesadas y un amplio consenso político.

Según el principio “quien contamina paga”, el actor responsable de los costos que las actividades externas imponen a la agricultura debe rendir cuentas por dichos costos. Al cobrar por la degradación externa de los SE, la rentabilidad de quien contamina se reduce y la actividad es menos atractiva financieramente. Como alternativa, se puede pagar a los usuarios en forma preliminar para mantener los SE (por ejemplo el desarrollo de PSA para la polinización).

Facilitar la transición de las empresas a SEM

Los gobiernos deben considerar las opciones para catalizar el interés en SEM tanto de empresas basadas en el modelo BAU como de nuevas empresas que deberán decidir entre la adopción de modelos BAU y SEM. Este estímulo es necesario tanto para el pequeño agricultor como para las empresas agrícolas.

Existe una serie de barreras que obstaculizan la aceptación de SEM. Por ejemplo, prácticas como la agroforestal tienen altos costos iniciales de inversión y utilidades aplazadas. Tales barreras se pueden superar a través del suministro de crédito u otras fuentes de financiamiento y capacitación para apoyar el costo de adopción, cambio y aceptación de tecnología. La falta de información, conocimiento técnico especializado y acceso a los mercados también restringe la adopción de SEM (en relación con las prácticas de manejo de suelos y producción orgánica) y dichas barreras se pueden superar a través de campañas de difusión, programas de apoyo técnico y apoyo para lograr la comercialización de los productos SEM. La certificación es una herramienta del sector agrícola basada en el mercado que sirve para capturar el valor económico de determinados SE, que ya tiene un buen historial en la región y que se puede desarrollar aún más.

La tendencia hacia empresas agrícolas y compradores (supermercados) más grandes crea barreras a los pequeños agricultores y problemas de equidad. Se recomienda que los gobiernos trabajen con la industria alimentaria para desarrollar políticas de búsqueda de proveedores de productos para puntos de venta sostenibles, incluida la producción de pequeños agricultores, para abordar la pobreza y promover la equidad. La organización de un taller regional para establecer una red de “grandes” compradores SEM ofrecería un espacio de bienvenida y un mecanismo de seguimiento para generar e inculcar estrategias de transición a SEM.

Promover el análisis social costo-beneficio de prácticas de gestión alternativas

El número de casos en los cuales se han evaluado completamente las opciones alternativas de manejo agrícola es sumamente limitado. Si el sector público y otras partes interesadas promueven un análisis costo-beneficio esto permitiría un equilibrio más definido de las opciones y, por ende, una mejor toma de decisiones. Este análisis podría tomar en cuenta las externalidades e incorporar un plazo de dos a tres décadas. La adopción de tal marco predefinido para los tomadores de decisiones desalentaría opciones financieras centradas en ganancias

privadas a corto plazo y fomentaría opciones beneficiosas para la sociedad y viables a largo plazo.

Desarrollar bases de datos

La existencia de buenos datos, económicos y físicos, generan evaluaciones económicas sólidas y permiten la formulación de instrumentos y políticas económicas. Existen vacíos de información con respecto a los costos y beneficios de BAU y SEM. Llenar esos vacíos fortalecerá la evidencia disponible para ayudar a diseñar políticas que fomenten prácticas agrícolas óptimas. Por ejemplo, bases de datos sólidas y extensas permitirían evaluar las oportunidades de SEM, medir los costos de BAU (y su distribución entre los grupos sociales) e identificar las situaciones en que SEM ya es preferible a BAU, pero el cambio se ha postergado debido a la inercia o a intereses privados.

A fin de mejorar los datos sobre los costos y beneficios, las partes interesadas, especialmente los organismos públicos, deberían generar y publicar datos comerciales y económicos en forma regular y sistemática. Lo anterior se debe llevar a cabo asegurando el funcionamiento de registros de datos comerciales adecuados, cuantificando los impactos ambientales, desarrollando modelos de captura de externalidades y comisionando estudios para cerrar vacíos clave de información. Se deben fortalecer las capacidades de los ministerios de agricultura para determinar y evaluar la pérdida de la fertilidad de la tierra, por ejemplo; y se deben desarrollar cuentas nacionales de SE para que los organismos correspondientes puedan registrar inversiones del país y la falta de financiamiento para el mantenimiento de los SE. Por último, también se deben desarrollar estrategias de tecnología de la información y comunicación para promover los productos y servicios SEM en el mercado, la comunidad empresarial y la sociedad civil.

Cuadro 1. Área agrícola en América Latina y el Caribe¹ (1990-2007)
(Área en 1.000 ha)

Región / País	Agricultura					% de cambio
	1990		2007		%	
Área	%	Área	%			
América del Sur						
Argentina	127.390	45,8	131.350	47,2	3,1	
Bolivia	35.455	32,3	36.828	33,5	3,9	
Brasil	241.608	28,4	263.500	30,9	9,1	
Chile	15.899	21,0	15.762	20,8	-0,9	
Colombia	45.083	39,5	42.436	37,2	-5,9	
Ecuador	7.846	27,7	7.412	26,1	-5,5	
Paraguay	17.159	42,2	20.400	50,2	18,9	
Perú	21.836	17,0	21.560	16,8	-1,3	
Uruguay	14.825	84,1	14.683	83,3	-1,0	
Venezuela	21.860	24,0	21.350	23,4	-2,3	
Islas Malvinas	1.190	97,8	1.118	91,9	-6,1	
América Central y México						
Belice	126	5,5	112	4,9	-11,1	
Costa Rica	2.760	54,0	2.750	53,8	-0,4	
El Salvador	1.410	67,0	1.556	74,0	10,4	
Guatemala	4.285	39,4	4.464	41,0	4,2	
Honduras	3.520	29,6	3.128	27,9	-5,8	
México	103.800	52,8	106.800	54,4	2,9	
Nicaragua	4.025	30,9	5.200	39,9	29,2	
Panamá	2.124	28,2	2.230	29,6	5,0	
El Caribe						
Anguila	-	-	-	-	-	-
Antigua y Barbuda	13	29,5	13	29,5	0,0	
Antillas Neerlandesas	8	10,0	8	10,0	0,0	
Aruba	2	11,1	2	11,1	0,0	
Las Bahamas	12	0,9	14	1,0	16,7	
Barbados	19	44,2	19	44,2	0,0	
Dominica	18	24,0	23	30,7	27,8	
Guayana francesa	21	0,2	23	0,3	9,5	
Granada	13	38,2	13	38,2	0,0	
Guadalupe	53	45,3	44	37,6	-17,0	
Guyana	1.732	8,1	1.680	7,8	-3,0	
Haití	1.597	57,5	1.690	60,9	5,8	
Islas Caimán	3	11,5	3	11,5	0,0	
Islas Turcas y Caicos	1	1,1	1	1,1	0,0	
Islas Vírgenes Británicas	9	60,0	8	53,3	-11,1	
Islas Vírgenes de EE.UU.	11	31,4	4	11,4	-63,6	
Jamaica	476	43,3	513	46,7	7,8	
Martinica	39	35,5	28	25,5	-28,2	
Montserrat	3	30,0	3	30,0	0,0	
Puerto Rico	435	48,6	189	21,2	-56,6	
República Dominicana	2.550	52,4	2.517	51,7	-1,3	
Saint Kitts y Nevis	12	46,2	5	19,2	-58,3	
Santa Lucía	21	33,9	11	17,7	-47,6	
San Vicente y las Granadinas	12	30,8	14	35,9	16,7	
Suriname	88	0,5	83	0,5	-5,7	
Trinidad y Tobago	77	15,0	54	10,5	-29,9	

Fuente: De acuerdo con las estadísticas de la FAO.

Cuadro 2. Visión general de la población agrícola y la pobreza en América Latina y el Caribe

	Población rural				Población agrícola				Población activa en la agricultura				% de pobreza	
	Cantidad		%		Cantidad		%		Cantidad		%		Total	Rural
	1990	2009	1990	2009	1990	2009	1990	2009	1990	2009	1990	2009	Año ¹	Año ¹
América del Sur														
Argentina	4.250	3.137	13	8	4.097	3.165	13	8	1.454	1.424	4	4		
Bolivia	2.963	3.345	44	34	3.046	3.966	46	40	1.193	1.950	18	20	63,9	80,6
Brasil	37.683	26.890	25	14	34.989	21.763	23	11	14.056	11.367	9	6	33,3	50,10
Chile	2.207	1.909	17	11	2.480	2.299	19	14	935	968	7	6	13,70	12,30
Colombia	10.534	11.519	32	25	8.870	7.068	27	15	3.343	3.547	10	8	46,80	50,50
Ecuador	4.616	4.590	45	34	3.503	2.773	34	20	1.119	1.176	11	9	43,00	49,00
Paraguay	2.180	2.482	51	39	1.724	1.924	41	30	577	821	14	13	60,50	68,10
Perú	6.772	8.309	31	28	7.225	7.104	33	24	2.785	3.723	13	13	44,50	69,30
Uruguay	343	254	11	8	389	338	13	10	185	187	6	6	N/A	N/A
Venezuela	3.102	1.785	16	6	2.877	1.843	15	6	870	735	4	3	30,20	N/A
Promedio	7.463	6.422	29	21	6.920	5.224,3	26	18	2.651,7	2.589,8	10	9		
América Central y México														
Belice	100	147	53	48	64	75	34	24	19	31	10	10	N/A	N/A
Costa Rica	1.518	1.657	49	36	821	744	27	16	308	323	10	7	19,00	20,40
El Salvador	2.706	2.405	51	39	1.929	1.640	36	27	655	593	12	10	47,50	56,80
Guatemala	5.247	7.156	59	51	4.998	5.973	56	43	1.487	2.023	17	14	60,20	68,00
Honduras	2.928	3.856	60	52	2.165	2.038	44	27	674	669	14	9	71,50	81,50
México	23.838	24.630	29	22	25.287	20.227	30	18	8.344	7.821	10	7	31,70	40,10
Nicaragua	1.972	2.468	48	43	1.224	921	30	16	392	358	9	6	69,30	77,00
Panamá	1.113	895	46	26	725	632	30	18	247	250	10	7	30,80	46,60
Promedio	4.927,8	5.401,8	49	38	4.651,6	4.031,3	36	24	1.515,8	1.508,5	12	9		
El Caribe														
Antigua y Barbuda	40	61	65	69	17	18	27	20	7	8	11	9	N/A	N/A
Las Bahamas	52	55	20	16	13	9	5	3	6	5	2	1	N/A	N/A
Barbados	175	153	67	60	17	7	3	9	4	3	2	N/A	N/A	N/A
Dominica	22	17	32	25	19	14	28	21	7	6	10	9	N/A	N/A
Granada	65	72	68	69	27	22	28	21	10	9	10	9	N/A	N/A
Guyana	528	546	70	72	161	115	21	15	59	52	8	7	N/A	N/A

Cuadro 2. Visión general de la población agrícola y la pobreza en América Latina y el Caribe

	Población rural			Población agrícola			Población activa en la agricultura			% de pobreza	
	Cantidad		%	Cantidad		%	Cantidad		%	Total	Rural
Haití	5.081	5,190	71	52	4,865	5,947	68	59	1,783	2,287	25
Jamaica	1.195	1,265	51	47	584	485	25	18	275	216	12
República Dominicana	3.301	3,050	45	30	1.978	1.170	27	12	637	481	9
Saint Kitts y Nevis	27	35	66	67	11	11	27	21	4	5	10
Santa Lucía	98	124	71	72	38	35	28	20	15	17	11
San Vicente y las Granadinas	64	57	60	52	30	23	28	21	12	11	11
Suriname	129	128	32	25	85	88	21	17	29	33	7
Trinidad y Tobago	1.115	1,158	91	86	134	90	11	7	50	48	4
Promedio	849	851	58	53	570	574	25	18	207	227	10
											8

1. Los datos para Brasil, Chile, Costa Rica, República Dominicana, Ecuador, Honduras, Panamá, Perú y Venezuela corresponden al año 2006; los datos para Colombia y Paraguay corresponden al año 2005; las estadísticas para Bolivia y El Salvador corresponden al año 2004; y para Guatemala y Nicaragua corresponden a los años 2002 y 2001 respectivamente.
Fuente: www.fao.org/eilICA/2008.

CAPÍTULO 7.

SECTOR PESQUERO

Charlotte Boyd²⁶

con el apoyo de Dick Allen²⁷, Jake Kritzer²⁸ y Carlos Paredes²⁹; investigación realizada por Carlos Sebastián Villasante³⁰ y Rhona Barr³¹

Este informe pretende destacar el aporte económico que realizan la conservación de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas al desarrollo y la equidad en la región de América Latina y el Caribe y, con esto, abogar por la necesidad de incorporar la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas en los planes de desarrollo y estrategias políticas nacionales.

PARTE 1—Pesca, biodiversidad y servicios ecosistémicos



7.1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El sector pesquero tiene importancia económica en la región de América Latina y el Caribe (ALC), ya que contribuye a la seguridad alimentaria, el empleo, el ingreso nacional, las ganancias en divisas y los ingresos fiscales. La pesca es especialmente importante para el sustento de los pobres en las regiones costeras o en las cercanías de las aguas continentales de ALC.

A su vez, la actividad pesquera depende de los servicios naturales que proveen los ecosistemas, desde la existencia de los hábitat esenciales para cada etapa en la vida de las especies a las que se dirige el programa y de las cadenas alimenticias que las sustentan, hasta la regulación de las condiciones del ambiente y el mantenimiento de los procesos esenciales de metabolismo, crecimiento y reproducción. La degradación o pérdida de los citados servicios ecosistémicos contribuye al agotamiento o colapso de los recursos pesqueros, en especial, debido a la presión que ejerce la sobrepesca.

El patrón de desarrollo de la pesca marítima en América Latina y el Caribe es muy similar al del resto del mundo. La producción de las pesquerías de captura marina probablemente se ha estancado, a pesar del aumento en la capacidad de pesca (FAO 2008). Es probable que se alcance un mayor desarrollo al restaurar los recursos pesqueros agotados, restablecer los hábitat esenciales y aumentar la eficiencia económica (Hilborn *et al.* 2003; Worm *et al.* 2009; Banco Mundial 2009).

Al reconocer lo anterior, varios países de ALC han comenzado a reorientar sus operaciones de pesca hacia una gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). La meta de SEM en la pesca es generar una producción óptima y sostenible, y a su vez proteger la capacidad que tienen los ecosistemas y la diversidad de proporcionar los servicios ecosistémicos (SE) de los cuales dependen las actividades basadas en la pesca y otras actividades económicas. El enfoque SEM implica invertir en capital natural para los recursos pesqueros, mediante el mantenimiento o reestablecimiento de la productividad, estructura y función de los sistemas acuáticos. Maximizar los rendimientos económicos en lugar de la producción biológica en la actividad pesquera generalmente requiere una mayor biomasa en las reservas, lo cual significa que los objetivos económicos y ecológicos con frecuencia apuntan en la misma dirección (Grafton *et al.* 2006).

²⁶ Candidata a Ph.D., University of Washington.

²⁷ Consultor, Jorge Brenner, Ph.D., investigador asociado con post doctorado, Texas A&M University.

²⁸ Científico Principal del Programa sobre Océanos, Environmental Defense Fund.

²⁹ Investigador afiliado, Instituto del Perú.

³⁰ Investigador asistente, Universidad de Santiago de Compostela.

³¹ Consultora.

En muchas operaciones pesqueras de todo el mundo, una gestión responsable ha logrado disminuir la sobreexplotación, restaurar los recursos pesqueros agotados y mantener aquellos que aportan a las economías nacionales (Worm *et al.* 2009). Existe un consenso creciente con respecto a los marcos normativos y a las herramientas de gestión que se requieren, en especial para actividades pesqueras industriales de alto valor. Son varios los países de ALC que están a la vanguardia en el desarrollo y la adaptación de tales herramientas y enfoques. Un gran desafío para la región es el hecho de que muchas actividades pesqueras con importancia económica se caracterizan por una elevada cantidad de embarcaciones pequeñas que buscan múltiples especies. Las herramientas que se desarrollaron para la gestión de la pesca industrial son menos adecuadas para estas actividades pesqueras en pequeña escala. Varios países de ALC están promoviendo nuevos enfoques y nuevas herramientas para su gestión.

El objetivo de este capítulo es fomentar más avances hacia SEM mediante la recopilación de información para los responsables de la toma de decisiones sobre el valor económico de adoptar un enfoque ecosistémico en la gestión pesquera. Los estudios de casos tienen como función resaltar los costos económicos de seguir utilizando prácticas habituales no sostenibles (BAU), los beneficios netos potenciales de una transición a SEM y las políticas y estrategias clave para la transición. Al hacerlo, el énfasis se hará en la pesca de captura marina, y no en la captura de agua dulce y sistemas de acuicultura, los cuales también ofrecen muchos ejemplos.

El enfoque BAU aplicado a la pesca se refiere a aquellas estrategias de gestión que maximizan las utilidades en el corto plazo, sin considerar los costos externos o de largo plazo. La investigación demuestra que las prácticas BAU agotan las reservas de peces y degradan su hábitat esencial junto con otros SE fundamentales, lo cual conduce a una pérdida de valor económico. Esta situación socava el potencial económico de largo plazo que ofrece al ecosistema completo de recursos pesqueros y otros recursos relacionados. Además, BAU colleva costos directos en cuanto a producción perdida, al igual que costos indirectos asociados con la sobrecapacidad pesquera, las subvenciones y la pesca ilegal o no regulada (IUU). Aún más, BAU no toma en cuenta los impactos externos que afectan a las funciones y servicios ecosistémicos más amplios, ni otras actividades y valores de naturaleza económica o no económica (como el turismo basado en los arrecifes de coral o las normas sociales con respecto a la conservación de la biodiversidad).

Conclusiones principales

El capítulo estudia el aporte de una gestión pesquera responsable a las facetas clave del desarrollo:

- **Los recursos pesqueros agotados se pueden restaurar con SEM** (por lo general); la producción es superior después de una restauración y los riesgos de un colapso son menores que los riesgos existentes durante el período de sobrepesca que llevó al agotamiento.

- Se espera que los **rendimientos sobre la inversión** incrementan en la medida que SEM maximice los rendimientos económicos y disminuya la sobrecapacidad y la inversión excesiva de la pesca, con lo cual se evita la competencia descontrolada y contraproducente de BAU.

- El **empleo** puede aumentar o bajar con SEM, según sea la situación. Las operaciones pesqueras con sobrecapacidad pueden experimentar una reducción temporal, seguida de una reestructuración a favor de menos puestos de trabajo, pero más permanentes y estables.

- Los **impactos fiscales** dependerán de las medidas destinadas a recuperar los costos de gestión del sector pesquero y a capturar una parte de las alzas en la renta económica.

- La **equidad** se alcanzará con la participación de las partes interesadas en todos los niveles, más transparencia en la toma de decisiones y, en algunos casos, la cogestión de los recursos de propiedad comunal, todo lo cual mejora la sostenibilidad de SE.

En la medida de lo posible, este capítulo presentará escenarios comparativos sobre el futuro de especies pesqueras específicas bajo esquemas de BAU y bajo esquemas de SEM. El texto resaltará una serie de pasos para elaborar el marco normativo y las estrategias de gestión sostenible que apoyarán la transición hacia SEM en las operaciones pesqueras de ALC, lo cual maximiza el valor económico de los SE marinos en el sector pesquero.

Algunas observaciones específicas:

- La función de las actividades pesqueras en ALC y su relevancia económica son sustanciales: aportes al PIB, exportaciones, empleo, seguridad alimentaria, ingresos fiscales y redes de seguridad social. En 2004, cuatro países percibieron más de \$2.000 millones anuales del sector pesquero y otras cinco naciones obtuvieron más de \$100 millones, lo cual produce un impacto en el desarrollo industrial y en el sustento de muchas comunidades empobrecidas.

- Una consideración elemental en la gobernabilidad del sector pesquero es el mantenimiento de los servicios ecológicos y hábitat que permiten la subsistencia de las reservas vulnerables y los ecosistemas que las sustentan.

- Varias naciones han comenzado a reorientar sus sectores pesqueros hacia SEM, para mejorar y mantener su producción, y

a su vez proteger la capacidad que tienen los ecosistemas de proveer los servicios de los cuales dependen las actividades basadas en la pesca y otras actividades económicas.

- La gestión responsable de las actividades pesqueras basadas en especies individuales y múltiples es un componente integral de SEM. SEM se fundamenta en el Código de Conducta para la Pesca Responsable y el Enfoque Ecosistémico para la Pesca de la FAO, ampliamente aceptados como el marco adecuado para la gestión de la pesca de captura marina. Lo anterior puede incluir refugios temporales o espaciales.
- Los gestores y las autoridades del sector pesquero pueden comparar la renta económica sostenible actual y la potencial, con el fin de identificar a los candidatos ideales para una transición a SEM.
- Una maximización de rendimientos económicos y una disminución de riesgos en el sector pesquero por lo general requiere una biomasa con reservas más amplias que aquellas requeridas para maximizar el rendimiento biológico. Las metas económicas y ecológicas apuntan en una misma dirección.
- Un desafío significativo es que muchas operaciones pesqueras están integradas por una gran cantidad de embarcaciones pequeñas que buscan varias especies. Algunas de las herramientas que se desarrollaron para la gestión pesquera industrial son menos adecuadas para las actividades pesqueras a pequeña escala. Varios países de ALC están promoviendo enfoques alternativos y han elaborado innovadoras y eficaces herramientas para la gestión de la pesca a pequeña escala.
- Cuando el acceso de los pescadores a los recursos pesqueros es incierto, hay fuertes incentivos para que maximicen las ganancias a corto plazo, lo que con frecuencia lleva a la sobre-pesca, el desarrollo de sobrecapacidad y una “carrera por la captura”, algo que resulta un desperdicio desde el punto de vista económico y que además destruye los servicios ecológicos. Las cuotas de captura, los derechos de uso territorial y los sistemas de ordenación relacionados están diseñados para ofrecer a los actores una mayor seguridad respecto al acceso al recurso y, con ello, incentivos para invertir en el mantenimiento o reestablecimiento de las poblaciones.
- La región ALC alberga una amplia variedad de sistemas de cuotas de captura, con ejemplos en Argentina, Chile, México y Perú, entre otros. Estos enfoques a menudo requieren un cambio legislativo, pero generan beneficios sostenibles: mayores capturas, mejor desempeño económico y sustento estable para las poblaciones de pescadores y las comunidades costeras.

7.2 APORTE DE LA PESCA A LAS ECONOMÍAS NACIONALES DE ALC

Los recursos pesqueros son un componente vital en el sector de los recursos naturales de ALC y aportan al producto interno bruto (PIB), al empleo, a la seguridad alimentaria y al sustento de los más pobres. ALC es una de las principales regiones pesqueras del planeta, siendo Perú el segundo mayor productor en el mundo y Chile uno de los diez más importantes. Brasil aparece entre los diez principales productores de captura continental (FAO 2008).

Producto Interno Bruto (PIB)

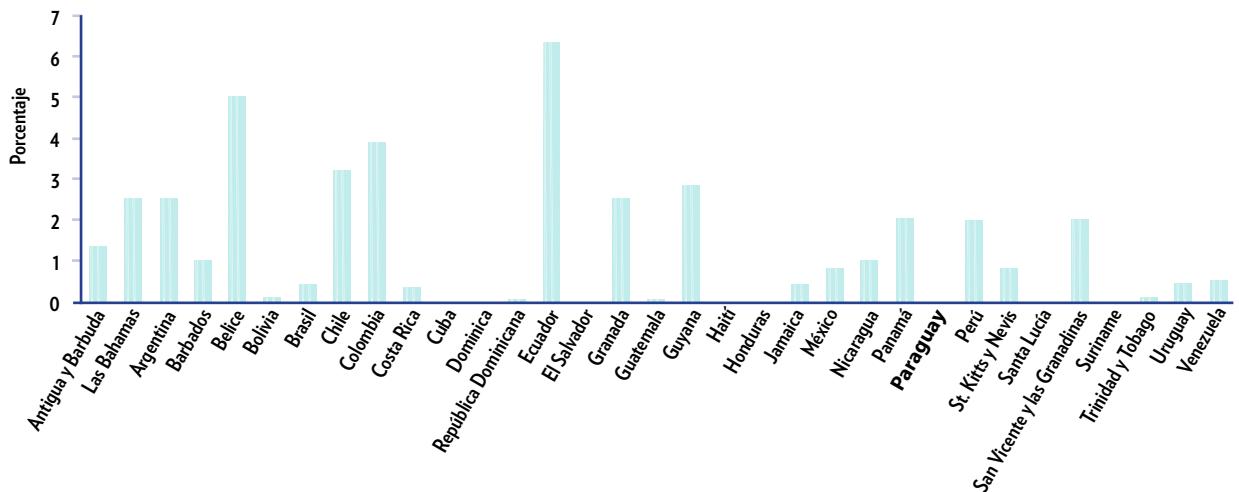
En 2004, la pesca en Chile, México, Colombia y Brasil aportó más de \$2.000 millones al PIB, mientras que en Venezuela, Panamá, Argentina, Guyana y Perú contribuyó con más de \$100 millones (Catarci 2004; Tietze et al. 2006; FAO 2008; Banco Mundial 2008). La importancia relativa de la pesca para las economías nacionales se refleja en su aporte al PIB, el cual alcanza 1% en 11 de los 25 países de ALC de los cuales existen datos disponibles (figura 7.1, apéndice 7.3). La pesca contribuye con 6,3% del PIB en Ecuador; 5,0% en Belice; 3,9% en Colombia; 3,2% en Chile; y 2,0% o más en Bahamas, Granada, Guyana, Panamá, Perú y San Vicente y las Granadinas. Las estadísticas nacionales pueden ocultar el aporte de la pesca a niveles subnacionales. Por ejemplo, la actividad pesquera representa 0,8% del PIB en México, pero 2,3% del PIB del Estado de Sonora (FAO n.d.; FAO 1996). La mayoría de estas contribuciones al PIB han surgido por medio de prácticas BAU.

Estructura del sector pesquero en ALC

La producción pesquera en ALC está dominada por los recursos de captura pelágica marina (anchovas, sardinas y otros peces en cardúmenes). Estas especies representaron el 85% de la producción regional en volumen de 2004 (figura 7.2), primordialmente como materia prima para la producción de harina y aceite de pescado (FAO 2004). Sin embargo, los recursos de menor volumen pueden lograr valores más altos, como lo refleja la figura 7.3.

Los recursos bentónicos, pelágicos y de camarones contribuyen individualmente con una quinta parte o más del valor total, seguidos por los recursos de langostas y cangrejos, bentopelágicos y cefalópodos (figura 7.3). Este patrón presenta variaciones nacionales. El principal aporte en Perú y Chile lo hacen los recursos pelágicos; en Argentina, los bentopelágicos; en Uruguay, los bentónicos; en Guyana, Venezuela y Colombia, los recursos bentónicos y los camarones de Brasil; en México, Guatemala, Honduras y

Figura 7.1. Aporte porcentual de la pesca al PIB



Fuente: Fishery and Aquaculture Country Profiles <http://www.fao.org/fishery/countryprofiles/search/en> [múltiples años]

Costa Rica, los camarones; en Cuba, Las Bahamas y Nicaragua, las langostas y los cangrejos; y en Granada y Saint Kitts y Nevis, los peces de arrecife (Base de datos de SAUP). Los diversos recursos pesqueros imponen distintos desafíos desde la perspectiva ecológica y de gestión (cuadro 7.1).

Ganancias en divisas

La pesca es el principal motor de las exportaciones en algunos países de la región de ALC. En 2007, los productos pesqueros aportaron más de \$3.000 millones a las exportaciones en Chile y más de \$1.000 millones en Argentina, Ecuador y Perú (FAO 2008). La participación de la pesca en el total de las exportaciones de mercancías resalta la importancia que reviste para varios países. En 2006, la pesca contribuyó con el 33% de las

exportaciones de mercancías en Panamá y del 10% al 16% en Las Bahamas, Belice, Ecuador, Granada, Guyana y Nicaragua (figura 7.4).

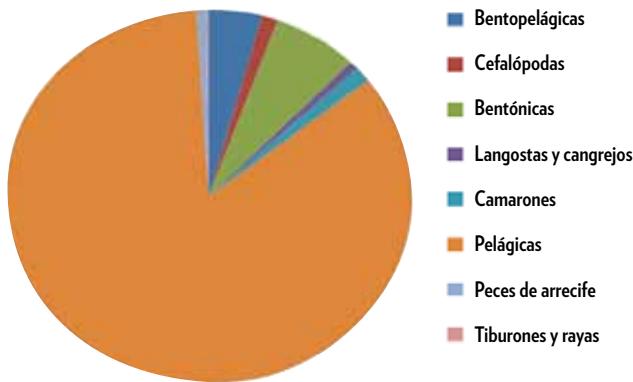
Empleo

En toda la región, la pesca aporta alrededor del 1% del total de empleos, con porcentajes que superan el 5% en República Dominicana, Suriname, San Vicente y las Granadinas, Brasil, Las Bahamas y Guyana (figura 7.5). En 2008, lo anterior representó más de 1.640.000 puestos de trabajo directos en el sector y otras 731.000 plazas en empleos secundarios asociados (cuadro y recursos del apéndice 7.4). Más de un millón de personas trabajan en el sector pesquero en Brasil y otras 100.000 más lo hacen en México, Chile, Perú, Ecuador y Argentina. Es posible

Cuadro 7.1. Desafíos para los diferentes tipos de recursos pesqueros

Recursos pesqueros	Principales desafíos
Bentónicos (por ejemplo, merluza, mero) [= habitantes del fondo marino]	Amenazas para el desove y la repoblación por causa de la sobrepesca Degrado de hábitat y servicios ecológicos en especial en recursos pesqueros de arrecife
Pelágicos (anchoveta, alacha, caballa) [= nadadores en columna de agua]	Amenazas para la repoblación por causa de la sobrepesca
Bentopelágicos (merluza negra) [= nadadores de profundidad] Camarones (crustáceos)	Frecuentemente son de crecimiento lento y larga vida, muy vulnerables a la sobrepesca Pérdida de hábitat esencial de criadero y SE, impactos en otros recursos pesqueros e impactos de la pesca con red en el hábitat esencial de los peces
Langosta y cangrejo (crustáceos) Cefalopodos (calamar, pulpo)	Amenazas causadas por la pérdida de hábitat de criadero; sobrepesca Amenazas causadas por la destrucción de hábitat y estructuras de desove, en especial para las especies de alcance restringido

Figura 7.2. Capturas de flotas en ALC dentro de sus propias Zonas Económicas Exclusivas expresadas en volumen (toneladas)



que el empleo total esté siendo subestimado, dada la evidencia de que por cada pescador, otras tres personas son contratadas durante el procesamiento, la comercialización o la distribución (Macfadyen y Corcoran 2002, citado en Reid *et al.* 2005). Tampoco existe claridad sobre la distribución entre pesca industrial y pesca artesanal de los 2,4 millones de empleos publicados. Una fuente independiente, tal vez superpuesta, calcula en más de 1 millón los puestos de trabajo generados en el sector artesanal (apéndice 7.4). Es posible que la economía informal también ofrezca empleos adicionales en la pesca, en especial, trabajos de jornada parcial o temporales, los que no se reflejan en esas cifras. Claramente, las personas que participan en la actividad pesquera de la región superan en número a la cantidad de empleos formales del sector.

Empleo. La pesca artesanal tiende a un uso intensivo de la mano de obra (FAO 2005). En un estudio sobre la pesca de captura marina en el Pacífico, FAO (2007) concluyó que la

pesca artesanal involucra 2,5 veces más participantes por unidad de producto que la pesca industrial. En los 22 países de ALC sobre los cuales hay datos disponibles, existen aproximadamente 1.035.000 pescadores artesanales (Chuenpagdee *et al.* 2006). Muchos de estos pescadores trabajan por jornada parcial o en forma temporal para complementar otras fuentes de alimento e ingreso. La pesca como actividad secundaria o complementaria, incluida la pesca estacional, resulta esencial en muchos hogares rurales y costeros (FAO 2005). Estas oportunidades adquieren especial importancia cuando constituyen una fuente principal de alimento o de dinero para el hogar o cuando surgen en períodos con baja demanda de mano de obra en otras actividades, como la agricultura.

Abastecimiento de alimentos

La pesca realiza un aporte significativo al abastecimiento de alimentos a nivel nacional. En 13 de los 33 países de ALC sobre

Figura 7.3. Capturas de flotas en ALC dentro de sus propias Zonas Económicas Exclusivas expresadas en valor (valor de 2000)

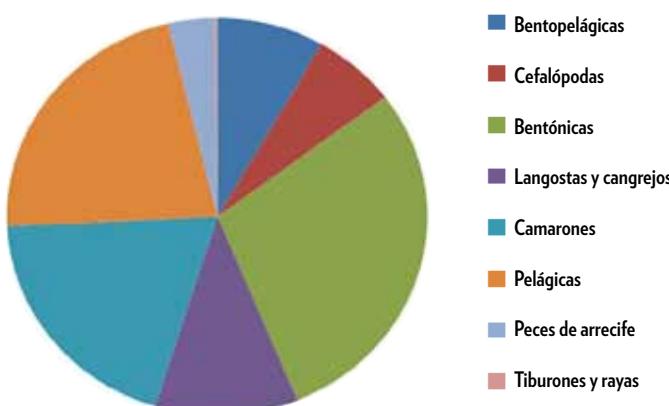
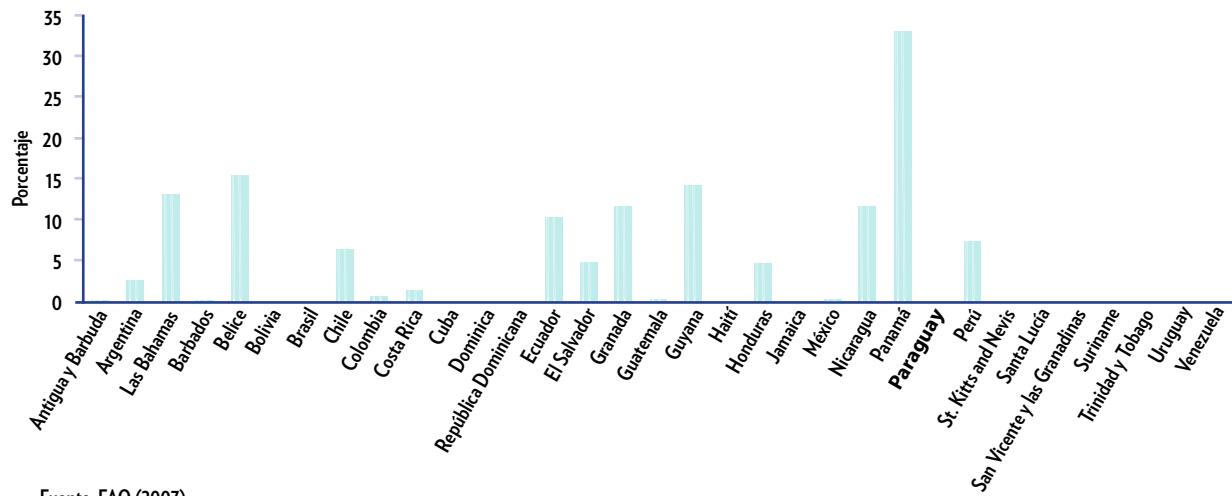


Figura 7.4. Exportaciones pesqueras como porcentaje del total de exportaciones de mercancías (2006)



Fuente: FAO (2007).

los cuales hay datos disponibles, el porcentaje de proteínas abastecidas por productos pesqueros iguala o supera el promedio mundial de 6% (figura 7.6). El crecimiento de la población mundial y las correspondientes alzas en la demanda de los alimentos indican que se puede esperar que perdure la necesidad de crear seguridad alimentaria (FAO 2005).

Seguridad alimentaria. A nivel mundial, las proteínas de pescado pueden representar más del 25% del total de proteínas animales que se utilizan en los países pobres, y hasta 90% de las proteínas animales en áreas continentales y costeras aisladas. Los peces son particularmente vulnerables cuando las otras fuentes de proteína animal son escasas o costosas (FAO 2005). A menudo, la pesca artesanal abastece los mercados locales y posibilita el consumo para la subsistencia (Thorpe *et al.* 2000). Los hogares pobres posiblemente venden gran parte de su captura y destinan

el dinero obtenido en la compra de alimentos económicos. El alza en el precio del pescado, atribuible a una demanda creciente, beneficiará a los hogares que son productores netos de pescado, pero perjudicará a aquellos que son consumidores netos.

Si bien el aumento mundial en la producción acuícola ha sido significativo, esta no ha provocado el estancamiento de la producción total de pescado (Liu y Sumaila 2008). Con excepción de China, el aumento de la población ha superado el ritmo de crecimiento del suministro total de pescado para fines alimentarios, lo cual genera una baja en el abastecimiento de pescado per cápita (FAO 2002). A la luz de la creciente demanda, las capturas estables o en declive han provocado un alza espectacular en el precio del pescado en algunos mercados locales, lo cual deja una fuente esencial de proteínas fuera del alcance de muchos consumidores de bajos ingresos (Ovetz 2006).

Figura 7.5. Empleo en el sector pesquero como porcentaje del total de empleo

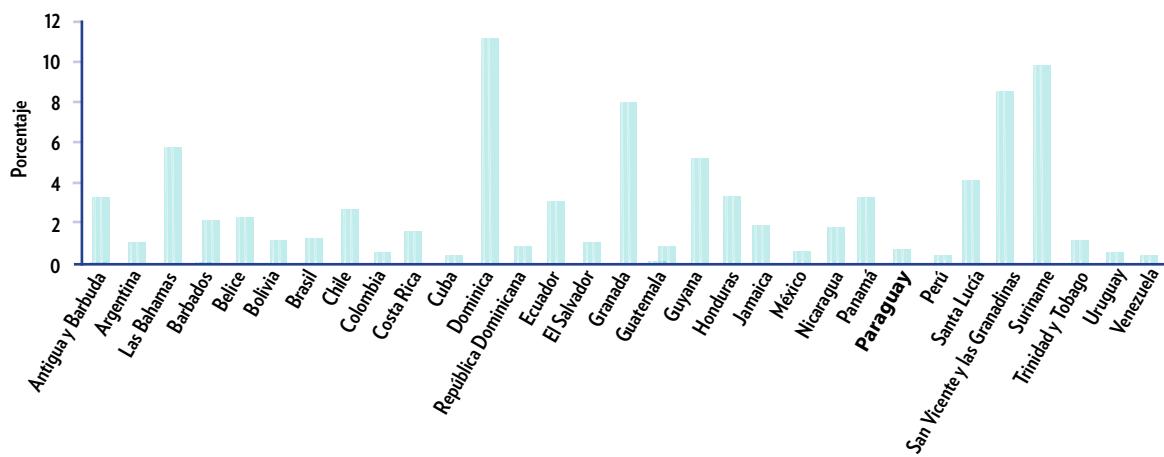
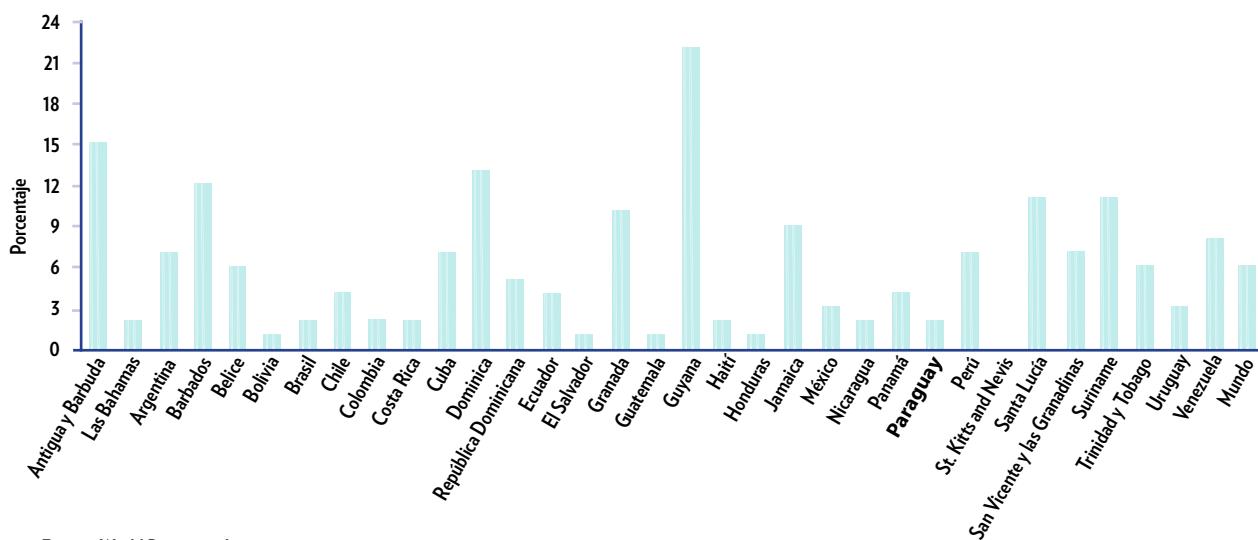


Figura 7.6. Proteínas de pescado como porcentaje del total del suministro de proteínas (2000)



Fuente: World Resources Institute

Recuadro 7.1. Subsectores pesqueros en ALC

Los subsectores pesqueros de las economías de ALC se caracterizan por una diversidad de escalas de operación y modalidades de organización. Jopia y Yazigi (2009) describen los principales sectores de Chile en términos que son generalmente aplicables a toda la región (a la cual se han agregado la pesca recreativa y deportiva):

Pesca industrial. Pesca con cerco, red, palangre u otras operaciones que utilizan botes y equipos que superan el tamaño de umbral (por ejemplo, en Chile, el sector industrial se caracteriza por el uso de embarcaciones con una capacidad de contención superior a 50 t y eslora de más de 18 m). Las grandes pesqueras corporativas coexisten con propietarios individuales de embarcaciones.

Pesca artesanal. Pesca artesanal o pesca a pequeña escala son términos genéricos que designan las operaciones de pesca no clasificadas como industriales. Abarcan una gama de actividades, desde la pesca de subsistencia hasta la pesca comercial, desde particulares que recogen mariscos hasta flotas con múltiples embarcaciones que emplean diversas tecnologías. La pesca artesanal puede incluir a propietarios de múltiples embarcaciones, pero por lo general éstas son de propiedad local. Algunas de las actividades pesqueras artesanales corresponden a la pesca indígena tradicional; muchos operan en el sector informal. Con frecuencia, los pescadores artesanales tienen limitaciones de acceso a la tecnología y al capital. Mientras la pesca industrial aporta la mayor parte de

la producción pesquera de la región, alrededor de 90% de los pescadores de la región son artesanales (Reid *et al.* 2005; Chuenpagdee *et al.* 2006). La pesca artesanal a menudo presenta desafíos para los gestores pesqueros debido a la gran cantidad de pequeños botes que operan desde numerosos puertos y que con frecuencia buscan múltiples especies.

Pesca recreativa y deportiva. Realizan aportes significativos al ingreso económico y al empleo en algunos lugares, además de contribuir a las ganancias en divisas mediante el turismo internacional.

Procesamiento. El sector del procesamiento se define como la totalidad de las instalaciones en las cuales la materia prima (proveniente de la captura de las flotas y de la acuicultura) se convierte en un producto final o intermedio. En Chile, las operaciones de procesamiento de mayor envergadura y con el uso más intensivo del capital corresponden a fábricas de harina de pescado. El procesamiento para consumo humano por lo general hace un uso más intensivo de la mano de obra. En muchos casos, el procesamiento se integra verticalmente con la captura.

Servicios de apoyo. La pesca depende de los proveedores de una amplia gama de productos, transporte y servicios de comercialización y otros insumos que no se identifican como parte del sector pesquero. La gestión sostenible del sector pesquero y de sus ecosistemas requerirá la acción de los organismos de gobierno, los grupos asesores técnicos y de las ONG.

La pesca como factor para la reducción de la pobreza

Se han realizado esfuerzos importantes para comprender la pobreza, la vulnerabilidad de las comunidades de pescadores y el potencial de la pesca como factor de alivio de la pobreza. Dichos esfuerzos se han concentrado en la pesca artesanal, existiendo pocos datos acerca de la pobreza entre los trabajadores del sector pesquero industrial. Los pescadores artesanales son vulnerables, debido a la naturaleza impredecible de la pesca y debido a que la mayoría de los mismos carecen de titularidad sobre los recursos que explotan. Muchas comunidades de pescadores artesanales son remotas y están aisladas, con acceso limitado a la infraestructura básica, el capital y la tecnología y con pocas alternativas económicas (FAO 2005). Muchos recursos pesqueros en ALC se degradan con rapidez; existe una inquietud generalizada con respecto a la sobrepesca (Chapman *et al.* 2008). Las comunidades de pescadores artesanales, que tradicionalmente han dependido de los recursos marinos cercanos al litoral, se ven afectados por el acceso limitado a pescados y mariscos para la subsistencia, el subempleo y la reducción en sus ingresos (Defeo y Castilla 1999).

Por otro lado, una actividad pesquera bien gestionada puede ayudar a la reducción de la pobreza al generar ingresos importantes para los hogares o al actuar como un motor para el crecimiento económico local (Thorpe 2005; FAO 2005). La pesca artesanal puede ser eficiente económicamente y generar empleos e ingresos. Por ejemplo, la industria pesquera de la langosta común del Caribe (*Panulirus argus*) en la Península de Yucatán representa una de las principales actividades pesqueras del mundo (Defeo y Castilla 2005). La modernización, la innovación tecnológica y la orientación exportadora se han convertido en las características de muchos sectores pesqueros artesanales en los últimos años. En Chile, Argentina, México y Costa Rica, los pescadores artesanales exportan sus productos en forma directa (FAO 2005).

La pesca puede ser una fuente importante de seguridad alimentaria, empleo, ingreso monetario y más equidad para las poblaciones empobrecidas que residen en zonas costeras y cerca de cuerpos de agua continentales (FAO 2005).

Equidad de género. El sector pesquero puede contratar tanto a mujeres como a hombres, tanto para labores de captura como de procesamiento (FAO 2005). En el Estado de Bahía, Brasil, alrededor de 20.000 mujeres recogen mariscos para venderlos. Las mujeres representan 39% de la mano de obra empleada en el sector pesquero industrial de Chile (Gallardo Fernández 2008).

La pesca como una red de seguridad. El sector pesquero artesanal, como cualquier otro recurso de libre acceso o de propiedad comunal, puede ser crítico para crear una red de seguridad para una gran proporción de los pobres de zonas costeras o rurales. En estos casos, el libre acceso es el factor clave que permite que la

pesca satisfaga esta función de red de seguridad (FAO 2005). Lo anterior tiene implicaciones en el diseño de los sistemas que proporcionan una titularidad más segura en la pesca artesanal. Para muchas comunidades de pescadores, la diversificación de las especies buscadas es una importante estrategia de gestión de riesgos para mantener los ingresos y el empleo a la luz de la disponibilidad variable de los recursos.

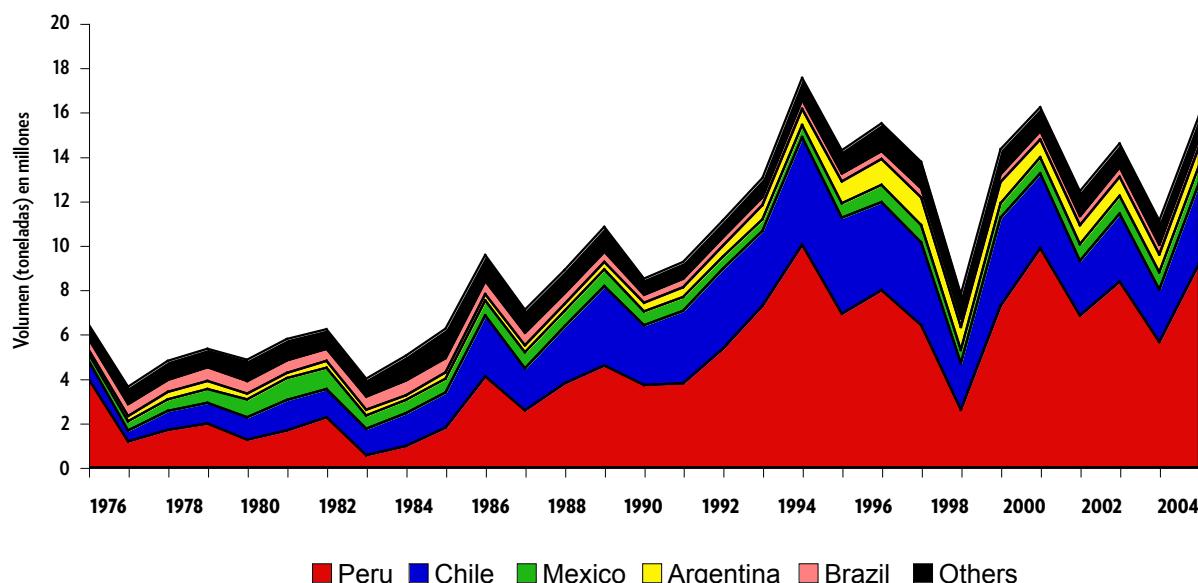
7.3 DESARROLLO Y ESTADO ACTUAL DE LA PESCA EN ALC

Desarrollo de la pesca en ALC bajo esquemas de BAU

La producción mundial de pesca de captura se estabilizó a fines de la década de 1980, a pesar de los avances tecnológicos y de los incrementos en las operaciones de pesca (Hilborn *et al.* 2003; Gelchu y Pauly 2007). Los datos indican que la producción de pesca de captura marina ha alcanzado un máximo (FAO 2008). Para la pesca de captura marina, lo más probable es que se logren más avances mediante la restauración de los recursos pesqueros, la inversión en el capital natural del cual depende la productividad y el aumento en la eficiencia económica de la explotación pesquera (Hilborn *et al.* 2003; Worm *et al.* 2009; Banco Mundial 2009).

Los datos disponibles acerca de la producción pesquera en ALC coinciden con este patrón mundial. En ALC, el desarrollo pesquero estuvo limitado hasta el período de la posguerra, cuando la creciente demanda mundial por productos de pescado estimuló la inversión en actividades pesqueras con una orientación exportadora en algunos lugares (Gelchu y Pauly 2007). Se alcanzó un mayor desarrollo en la pesca al crear las Zonas Económicas Exclusivas (ZEE) en la década de 1970, con una cuantiosa inversión gubernamental y subvenciones en muchos países (Khan *et al.* 2006; Gelchu y Pauly 2007; Abdallah y Sumaila 2008). Pero esta expansión llevó al colapso o casi colapso de varios recursos pesqueros, entre ellos, la anchoveta peruana, la alacha brasileña y la merluza argentina (Christy 1997). El volumen de producción pesquera en ALC se extendió en forma sostenida durante la década de 1980, alcanzó el máximo en la década de 1990 y se ha estabilizado o disminuido desde entonces (figura 7.7) (Thorpe *et al.* 2000). El sector se ha desarrollado en gran medida bajo esquemas de BAU. Debido a que dichos esquemas han provocado el colapso de un número creciente de recursos pesqueros, en algunos casos se ha dado una transición progresiva hacia las prácticas SEM, por lo general enfocándose en reservas específicas. En otros casos, se realizaron ajustes dentro del escenario BAU, por ejemplo, mediante el agotamiento en serie de especies en la cadena trófica.

Figura 7.7. Volumen de captura en las flotas de ALC dentro de sus propias ZEE expresadas en toneladas



Fuente: Base de datos de *Sea Around Us*.

La volatilidad inherente a la pesca de la anchoveta puede dificultar la interpretación de las series temporales de este recurso, pero el patrón ajustado en el largo plazo es similar con o sin Perú. El valor de la producción pesquera presenta un patrón similar entre 1976 y 2004, aunque con un crecimiento más lento y menos variabilidad aparente (figura 7.8).

Las actividades regionales de captura prácticamente se duplicaron entre 1970 y 1996, lo cual generó inquietudes con respecto a la sobrecapacidad y la sobrecapitalización de muchos sectores pesqueros (Gelchu y Pauly 2007). En 1995, las mayores flotas pesqueras de la región según tonelaje pertenecían a México, Panamá, Perú, Argentina y Chile.

Estado actual de la pesca en ALC

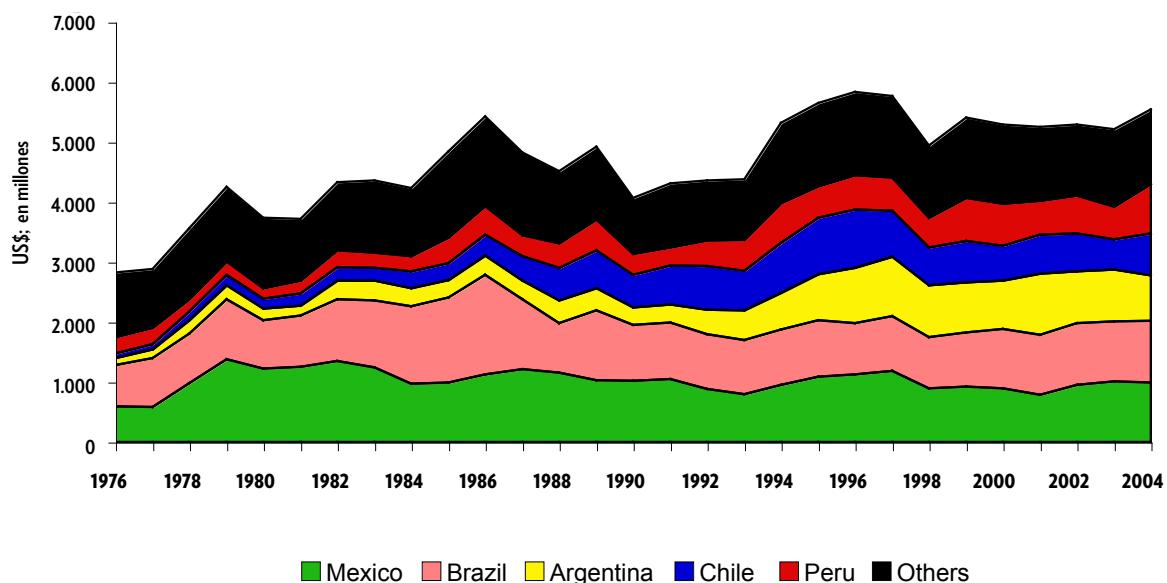
Existen diversas formas de evaluar la condición del sector pesquero, cada una con sus limitaciones (Hilborn et al. 2003). La revisión de las tendencias de desembarcos en forma aislada puede ser muy engañoso (Worm et al. 2009). La aparente estabilidad de los desembarcos puede enmascarar el agotamiento de las reservas individuales (Hilborn et al. 2003), mientras que los cambios en los desembarcos bien podrían reflejar cambios en la disponibilidad de los peces y en las actividades de captura. La disponibilidad probablemente depende de dos factores, la mortalidad pasada de los recursos pesqueros y las variables condiciones ambientales. Las actividades de captura responden a cambios en la tecnología, a incentivos económicos, a la normativa y a

las ganancias netas de períodos anteriores. Existe gran variación en las tendencias de desembarco de distintas especies; no hay dos especies con trayectorias similares.

Las evaluaciones de reservas y los estudios independientes del sector pesquero ofrecen información más confiable acerca del estado de las poblaciones que los datos aislados de desembarco (Worm et al. 2009). Otro enfoque muy utilizado consiste en evaluar la porción del recurso pesquero sometida a sobrepesca. En ALC, de las 49 reservas sobre las cuales existen datos disponibles (apéndice 7.5), 2% se consideran subexplotadas y 10% presentan una explotación moderada, con un potencial relativo para el aumento de la producción. Alrededor del 30% de las reservas tienen una explotación de moderada a total y, por tanto, se aproximan a sus límites máximos de sostenibilidad, mientras que otro 12% se encuentra totalmente explotado o sobreexplotado. Alrededor de un tercio (35%) de los recursos pesqueros está sobreexplotado o agotado, en tanto que el 10% se halla en recuperación (figura 7.9). Estos porcentajes implican que, en el largo plazo, se podría lograr un aumento en los niveles de captura de estos recursos con menos actividades de captura y que se le podría dar otro uso a algunos de los insumos. Con la mayoría de los recursos pesqueros explotados o sobreexplotados, las oportunidades de desarrollo radican principalmente en el restablecimiento de las reservas agotadas y en la captura más eficiente de todas las reservas (Hilborn et al. 2003).

Estos datos de ALC corresponden principalmente a la pesca industrial, para la cual se han efectuado evaluaciones de reservas, motivo

Figura 7.8. Valor en dólares de la captura de flotas de ALC dentro de sus propias ZEE



por el cual los datos no son representativos de todo el sector pesquero en la región. (Consultar el apéndice 7.5 para conocer información sobre recursos pesqueros específicos y fuentes de datos). Además, los datos tienen 15 años de antigüedad y la evidencia indica que la situación actual de las reservas es considerablemente peor de lo que era en 1995. Las evaluaciones de poblaciones no entregan información directa sobre los impactos económicos y ambientales de los actuales ritmos de captura, los cuales pueden variar en forma significativa entre los distintos sectores pesqueros (consultar Hilborn 2007 para conocer el resto del análisis). En cuanto a los impactos económicos, los datos sectoriales, como el aporte de la pesca al PIB y a las exportaciones, reflejan la importancia económica de la pesca, pero no aclaran su condición económica (Hilborn *et al.* 2003). Un enfoque mucho mejor consiste en calcular la diferencia entre la renta económica real y potencial de actividades pesqueras específicas (Hilborn 2007; Banco Mundial 2009). (La parte 2 de este capítulo contiene algunos ejemplos y la parte 3 recomendaciones sobre la evaluación de los efectos ecológicos de la pesca).

ajenos a la cadena de producción. De este modo, estas prácticas tienden a agotar las reservas de peces y degradan el hábitat esencial y los SE clave de los peces, lo cual conduce a una pérdida de valor económico. La figura 7.10 delinea algunas de las curvas de retroalimentación que afectan la productividad y los rendimientos, incluidas las curvas negativas (en rojo) causadas por la sobrepesca, el daño de los hábitat y el debilitamiento de la función de los ecosistemas.

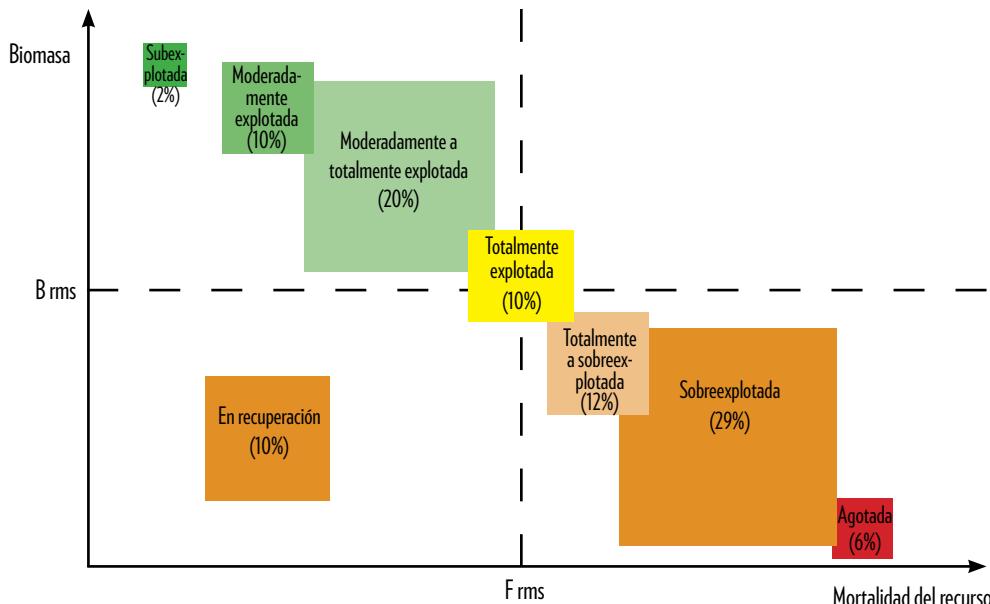
Por lo general, los recursos naturales se explotan a un ritmo que socava el potencial productivo del recurso pesquero, llevándolo a un estado de sobreexplotación e impidiendo su recuperación. El desgaste del capital natural en las actividades pesqueras impone costos económicos a la sociedad por medio de la pérdida de rendimiento y reducción de empleo, ingresos y seguridad alimentaria. Algunas de las causas subyacentes del agotamiento de recursos pesqueros con BAU incluyen la sobrecapacidad de las flotas, las subvenciones que fomentan el desarrollo de sobrecapacidades y el exceso de actividades de captura, además de la falta de fiscalización de capturas ilegales, no reguladas o no declaradas. Estos factores subyacentes generan costos económicos adicionales a la sociedad. Las prácticas BAU en la pesca pueden debilitar las estructuras y funciones de los ecosistemas mediante la sobrepesca, con lo cual se daña el hábitat esencial de los peces y se debilitan los servicios ecosistémicos. Esto conduce a la aparición de curvas de retroalimentación negativa que perjudican la productividad del recurso y amenazan el rendimiento de las reservas explotadas y de otras. Las amenazas a los SE también pueden surgir fuera del sector, por ejemplo, los cambios en el uso de suelos generan sedimentación o eutrofización. En forma combinada, estos costos y amenazas llevan a que las autoridades

7.4 COMPARACIÓN ENTRE PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES Y LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS

Prácticas habituales no sostenibles

La pesca con BAU se concentra en maximizar la ganancia de corto plazo y exteriorizar los impactos de largo plazo, indirectos o

Figura 7.9. Estado de 49 especies pesqueras seleccionadas en ALC



Fuente: Según García y Newton 1995, con datos del Apéndice 5, Estado de los recursos pesqueros en ALC.

pesqueras y los gobiernos nacionales revisen los sistemas de pesca BAU de modo que se garantice que el sector pesquero siga siendo contribuyente neto a la riqueza nacional, en lugar de convertirse en una carga para la sociedad (Banco Mundial 2009).

Esta definición de BAU no implica que toda la pesca en ALC se ajuste a dicha descripción. BAU se refiere a la actividad pesquera con poca regulación, como el extremo opuesto de SEM, más que un status quo uniforme. Varios países de ALC han comenzado a afrontar los desafíos que imponen las prácticas BAU mediante la aplicación de estrategias destinadas a aumentar el aporte económico de sus sectores pesqueros y a preservar los SE subyacentes, con lo cual se avanza hacia SEM. Los impactos de BAU difieren según el tipo de pesca: el cuadro 7.1 (anterior) enumera algunas amenazas a los principales tipos de pesca de captura marina en ALC.

Gestión sostenible de los ecosistemas

En contraste, las prácticas SEM protegen la capacidad que tiene el ecosistema de proveer los SE de los cuales dependen la pesca y otras actividades, con el fin de generar rendimientos económicos sostenibles y óptimos. En efecto, SEM es el conjunto de prácticas de gestión que mantienen los SE marinos necesarios para alcanzar tales rendimientos.

Las reservas de peces, los hábitat y la biota submarinos, las flotas pesqueras y las comunidades de pescadores son componentes de los ecosistemas marinos explotados. SEM en la pesca considera la

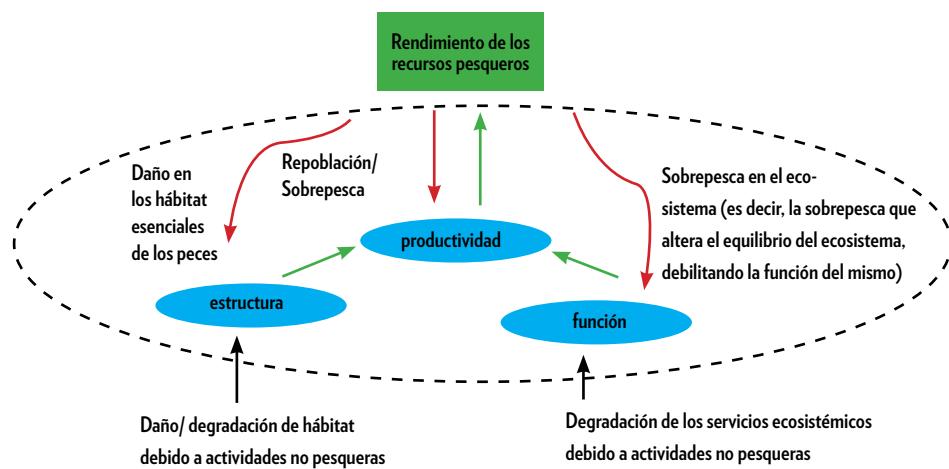
regulación y restauración de los recursos para mantener y restablecer la productividad. Por tanto, SEM se sustenta tanto en el Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO) y en el Enfoque Ecosistémico para la Pesca (EEP) (García *et al.* 2003; Pikitch *et al.* 2004), ambos aceptados ampliamente como el marco adecuado para la gestión de la pesca de captura marina.

Servicios ecológicos que sustentan la pesca

Los ecosistemas marinos (como las comunidades de estuarios, manglares y praderas marinas, los arrecifes de coral, la plataforma continental y el océano) proveen una amplia gama de bienes y servicios mediante procesos económicos. A su vez, los procesos económicos dependen de servicios naturales o SE que proporcionen, regulen y mantengan los procesos productivos explotados por el sector pesquero.

La pesca depende en forma muy directa de los servicios de aprovisionamiento de los ecosistemas marinos, pero estos sistemas descansan en una compleja red de funciones reglamentarias y de apoyo. La retención de sedimentos es importante para disminuir la sedimentación en hábitats cercanos al litoral (como los arrecifes de coral), donde baja su productividad. Los servicios de filtración de aguas ayudan a garantizar la salud de la biota y la supervivencia de gametos, pececillos, corales y otros órganos sensibles, a la vez que se minimiza la acumulación de contaminantes en el resto de la cadena alimenticia. La interrupción de los servicios cíclicos de nutrientes mediante la carga de nutrientes excesivos puede gene-

Figura 7.10. BAU en la pesca: Curvas de retroalimentación



rar condiciones de poco oxígeno y zonas muertas. La degradación de los ecosistemas marinos amenaza la pesca y otras actividades económicas que dependen de ellos para muchos SE. La gestión pesquera puede mantener el capital natural o erosionarlo mediante el agotamiento de recursos y la degradación de ecosistemas. Una gestión sensata puede acumular capital natural mediante la inversión en el sustento o la restauración de las reservas de peces y el resguardo de los hábitats esenciales de los peces.

SEM en la pesca permite la protección de las etapas de vida críticas de las especies y de los hábitats esenciales de los peces. Este resguardo requiere la integración de enfoques de gestión poblacional y espacial. La gestión pesquera a la fecha se ha centrado principalmente en mantener la producción a través de la gestión de la población, en tanto que la gestión espacial ha enfatizado la identificación de áreas importantes para la conservación de la biodiversidad y la representación de hábitats o ecosistemas. En muchos casos, existe información limitada acerca de la función que cumplen los hábitat en el sustento de los recursos pesqueros (por ejemplo, cuáles son esenciales en las etapas críticas del ciclo de vida de los peces). Sin embargo, la protección de los hábitats clave puede mejorar la adaptabilidad de los recursos pesqueros frente a altos niveles de actividades de captura. La idea de los 'refugios pesqueros' consiste en resguardar las áreas de hábitat esenciales en las etapas de vida críticas de las reservas buscadas (tales como el desove y la repoblación), con el fin de sustentar o mejorar la producción pesquera (SEAFDEC 2006). Sin embargo, incluso a escala mundial, existe experiencia limitada en integración de la gestión pesquera con la gestión de hábitat o con consideraciones ecosistémicas más amplias. Esta limitada información es destacada en los estudios de caso del presente informe, los cuales se enfocan principalmente en la gestión res-

ponsable de actividades pesqueras de una sola reserva como la base para SEM.

SEM también implica el mantenimiento de la biodiversidad marina y los SE clave de los cuales dependen la pesca y otras actividades económicas. Estos servicios incluyen los servicios de aprovisionamiento (en especial, peces, moluscos y otros elementos de las cadenas alimenticias que alimentan la pesca de captura y la acuicultura, las que, a su vez, alimentan a los seres humanos), los servicios de regulación (como la purificación del agua y el control de tamaño de las poblaciones de peces), los servicios culturales (como el legado cultural, la recreación y el ecoturismo) y los servicios de apoyo (como el ciclo del agua, la circulación de nutrientes, la producción primaria o los procesos metabólicos, de crecimiento y reproductivos de los peces).

Resguardo de los hábitats esenciales de los peces

La protección de la base de recursos naturales y de los SE que apoyan dicha base es fundamental para transitar hacia el SEM. Los ecosistemas y los SE que dan origen a los recursos pesqueros se encuentran dispersos y no están bien caracterizados. El hábitat de los peces es un modelo conveniente que abarcará muchos elementos críticos de los ecosistemas.

Los hábitats esenciales de los peces son aquellos que resultan cruciales para las distintas etapas de vida de las especies. De particular preocupación para la pesca es la pérdida o degradación de los hábitats críticos para el desove o la repoblación. Los manglares, las praderas marinas, los arrecifes de coral y los humedales sostienen una amplia gama de actividades de pesca comercial, recreativa y de subsistencia (Postel y Carpenter 1997; Peterson y Lubchenco

1997; McLeod y Leslie 2009). La captura puede contribuir a la pérdida de algunos de estos hábitats mediante el daño causado por equipos de pesca destructivos. La captura por arrastre, dragado y trampas puede tener efectos destructivos en hábitats duros y blandos, como resultado de la alteración de los sedimentos blandos, lo cual simplifica la topografía del fondo marino, degrada las praderas marinas y destruye corales, arrecifes de ostras, cimas de montañas submarinas y características duras del fondo marino (Hilborn *et al.* 2003). La sobrepesca en el ecosistema también puede conducir a una transformación del hábitat.

Además, los hábitats esenciales de los peces pueden ser degradados a causa de actividades que se originan fuera del sector pesquero de captura, lo cual incluye la destrucción del hábitat directo (como la dilución de los manglares) y la degradación de SE esenciales, como la retención de sedimentos, la circulación de nutrientes, la filtración de agua y los regímenes de corrientes y mareas. Si bien muchos estudios evalúan el valor de los distintos hábitats para la pesca (apéndice 7.2), son relativamente pocos los que aplican un enfoque de costos y beneficios para comparar el aporte económico que tendrían estas áreas con usos alternativos. Esta sección resalta los hallazgos de varios estudios que sí lo hacen.

MANGLARES

Los manglares son uno de los ecosistemas tropicales más amenazados del mundo. En el continente americano, se ha perdido 38% de las áreas de manglares desde 1980 (Valiela *et al.* 2001). Los manglares actúan como criaderos para especies valiosas, como el camarón. Numerosos estudios han demostrado el valor de mercado que surge de la pesca de captura dependiente de los manglares. La producción de pescado y jaibas en el Golfo de California se evaluó en \$19 millones al año entre 2001 y 2005. Las especies dependientes de los manglares representan 32% de los desembarcos de pesca artesanal en la región, con desembarcos que se relacionan directamente con la extensión del borde de manglares (Aburto-Oropeza *et al.* 2008). Aún así, esos manglares están desapareciendo a un ritmo anual de 2%, debido a la sedimentación, la eutrofización y la deforestación (INE 2005). Para la pesca local, el costo anual de la pérdida de rendimiento de pescado y jaibas asciende a \$33.000 anuales por cada hectárea de manglar (Aburto-Oropeza *et al.* 2008).

Gammage (1997) aplicó un método de costo-beneficio para comparar SEM con otros escenarios de uso alternativo de los servicios ecosistémicos de manglares en el Golfo de Fonseca, El Salvador (dichos usos incluían 'no hacer nada' y la conversión parcial a cultivo semi-intensivo de camarones). Los resultados com-

prueban que el valor actual neto (VAN) fue superior con SEM que con la opción de conversión parcial en un marco temporal de 56 años y una tasa de descuento del 7%. El principal beneficiario de la gestión sostenible de manglares fue la pesca industrial de camarones. El estudio demostró con claridad el valor que ofrece la protección del ecosistema de manglares como zona de criadero de camarones.

ARRECIFES DE CORAL

Los arrecifes de coral realizan un aporte significativo a la pesca y al turismo (Conservation International 2008). Suministran apenas entre el 2% y el 5% de la captura pesquera mundial, pero son una fuente fundamental de empleo, ingresos y alimentos en los países en desarrollo (Chapman *et al.* 2008). Varios estudios han valorado el aporte económico de los arrecifes de coral saludables al sector pesquero (véase Conservation International 2008).

Burke y Maidens (2004) estudiaron los diferenciales de productividad entre pesquerías ubicadas en arrecifes saludables y degradados. De acuerdo con un estudio de la bibliografía existente, se estimó que los arrecifes sanos en el Caribe tendrían una capacidad máxima de producción sostenida de 4 toneladas de pescado/km²/año. La producción de los arrecifes degradados se calculó entre 0,7 y 2,9 toneladas/km²/año. Según estos supuestos, la producción máxima sostenida para 26.000 km² de arrecife caribeño se calculó en un poco más de 100.000 toneladas de pescado/año. Además, se calculó que la producción pesquera anual podría descender de 100.000 toneladas a 60.000 o 70.000 toneladas antes de 2015 con BAU, lo cual representa una pérdida de producción que fluctúa entre el 30% y el 40%. A un precio promedio de mercado de \$6/kg, se calcula que las ganancias brutas de la pesca ascienden a \$625 millones al año, si todos los arrecifes fueran saludables, produciéndose una disminución de \$190 millones a \$250 millones con BAU al año 2015. Las ganancias netas pueden ser de apenas el 50% del valor de las ganancias brutas, tras considerar el costo de embarcaciones, combustible, equipos, etc. Por lo tanto, el estudio calculó los potenciales beneficios anuales netos de los arrecifes saludables en \$310 millones, con lo cual BAU conduce a una pérdida de entre \$95 millones y \$125 millones al año.

Un análisis reciente de los patrones ambientales regionales de los arrecifes de coral y el impacto humano en los mismos concluyó que la degradación de los arrecifes de coral caribeños está alcanzando umbrales que probablemente sean irreversibles, ya que apenas queda 10%-30% de la cobertura de coral en los arrecifes estudiados (Knowlton y Jackson 2008).

PARTE 2– Análisis económico

7.5 COSTOS DE LAS PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

Las estrategias de gestión BAU que llevan a un agotamiento de los recursos, degradación del hábitat esencial de los peces y pérdida de SE debilitan el potencial económico de la pesca.

La parte 2 se concentra en presentar los costos directos de BAU, en cuanto a la producción sacrificada a causa del agotamiento de recursos, pero también resalta los costos indirectos asociados con la sobrecapacidad de captura; la pesca ilegal, no regulada y no declarada (IUU); y la degradación del ecosistema. Se analizan las subvenciones, destinadas al aumento de ganancias de corto plazo, como determinantes de la sobrecapacidad, la sobre-pesca, la ineficiencia y los desechos que conducen a pérdidas en el largo plazo. La investigación de un conjunto de casos de la región revela los altos costos de estas condiciones: agotamiento de los recursos, descarte, sobrecapacidad de captura, subvenciones inadecuadas y pesca IUU. También se investigan los costos de BAU causados por la degradación del hábitat esencial de los peces, sean o no atribuibles a la captura. No se han encontrado estudios de casos de la región que evalúen los costos asociados para la pesca de la degradación de los servicios de regulación y apoyo (tales como la retención de sedimentos, la circulación de nutrientes y la filtración de agua). Por último, se explora la nueva problemática del cambio climático y su potencial impacto en el sector pesquero de ALC.

Productividad perdida

Recientemente, el Banco Mundial y la FAO cuantificaron el costo total que generan en la economía mundial las pérdidas de producción en la pesca de captura marina global en \$2 billones para las últimas tres décadas, con pérdidas que se siguen acumulando a un ritmo de 50,000 millones anuales (Banco Mundial 2009).

El agotamiento de los recursos es un término económico que se refiere a la extinción de un recurso, como la reserva de peces dentro

de un ecosistema o una región. El agotamiento de recursos implica que las reservas de peces disminuyen a niveles tales que la producción en el largo plazo es mucho menor que la producción posible o que la rentabilidad es muy inferior a la que se podría lograr (Hilborn *et al.* 2005). El agotamiento de recursos reduce el capital natural (por ejemplo, las reservas de peces) y los SE que lo sustentan. En conjunto, el capital natural y los SE son un gran contribuyente a las economías costeras. De no tomar acción, el agotamiento de recursos reduce las reservas y los niveles de captura anual, con un descenso en la renta económica que puede llegar a cero o menos. En una situación extrema, el agotamiento de recursos puede conducir a un colapso pesquero, lo cual evidencia con claridad los costos de BAU. Durante la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible realizada en 2002, muchos países de ALC se comprometieron a recuperar las reservas de peces agotados (Beddington *et al.* 2007).

El agotamiento de recursos implica que las reservas de peces disminuyen a niveles tales que la rentabilidad es muy inferior a la que se podría lograr.

mica, MEY es una meta más apropiada que ZMS (Hilborn 2007). Por lo común, MEY se consigue en niveles mayores de reservas y con índices de explotación inferiores a ZMS, porque esta ‘medición’ considera los costos de la captura (Grafton *et al.* 2006).

Los estudios de casos (sección 7.6) muestran los rendimientos descendientes y el colapso o casi colapso que se genera con el modelo BAU en el sector pesquero de ALC, como en los casos de la merluza argentina, la anchoveta peruana y el loco chileno.

DESCARTE, CAPTURA ACCESORIA Y DESECHOS

El descarte de especies deseadas, la captura accesoria de especies no deseadas (incluidas especies con valor comercial para otros sectores pesqueros) y la captura fantasma mediante equipos abandonados también pueden contribuir a la pérdida de productividad (Crowder y Murawski 1998; Hilborn *et al.* 2003) El descarte y la

captura accesoria de especies con importancia comercial forman parte de la captura total. Estas condiciones pueden ayudar a la sobrepesca de crecimiento o de reclutamiento y reducir los rendimientos futuros, motivo por el cual es necesario considerarlas en las evaluaciones de reservas. El descarte puede provocar un conflicto significativo entre las distintas actividades de pesca. La captura accesoria de especies no deseadas puede tener efectos de importancia en la viabilidad poblacional de las especies amenazadas globalmente o de otras especies sobre las cuales existen inquietudes de conservación. Lo anterior puede generar mercados internacionales con fuertes restricciones para los productos pesqueros. Por ejemplo, Estados Unidos prohíbe la importación de camarones capturados sin dispositivo de exclusión de tortugas y varios compradores internacionales de pescado importantes que se abastecen en ALC han sido obligados a abastecer sus productos del mar de fuentes sostenibles que limiten la captura accesoria (por ejemplo, WalMart ha anunciado que a partir de

2011 solo venderá pescado con certificación MSC dentro de los Estados Unidos).

El descarte por lo general es provocado por limitaciones económicas y normativas: los peces se descartan debido a que son demasiado pequeños o no pueden ser comercializados o porque superan la cuota de captura normativa. El descarte es un gran problema en muchas actividades de pesca y llega al 8% de la captura mundial cada año (Kelleher 2005). Los índices de descarte varían en forma sustancial según el tipo de pesca y equipo. Son especialmente altos en la pesca de arrastre de camarones y gambas (Hilborn *et al.* 2003). En Perú, la tasa promedio de descarte es de alrededor de 3,3%, pero llega a 81% en la pesca de arrastre industrial de camarones; en Argentina, los descartes representan el 15% del total, pero representan el 24% de la pesca de arrastre de merluza austral y el 50% de la pesca de arrastre de camarones (Kelleher 2005).

Recuadro 7.2. Maximización de rendimientos frente a la sobrepesca

Las reservas no capturadas tienden a presentar altos niveles de biomasa con bajos índices de crecimiento poblacional y de reproducción. La captura con niveles que permitan ZMS o MEY conduce a una disminución deliberada en la biomasa de las reservas a niveles correspondientes a 25%-50% de la biomasa no capturada (Worm *et al.* 2009). Esta situación eleva las tasas de crecimiento de población de forma tal que se maximizan los incrementos y pueden ser capturados en forma sostenible. La sobrepesca causa el agotamiento de los recursos (es decir, mortalidad de los peces superior a ZMS o MEY). Es importante recordar que la pesca conduce inevitablemente a una baja en la biomasa de las reservas. A medida que desciende la biomasa, quedan menos peces específicos con los cuales competir y aumentan los índices de crecimiento y reproducción, hasta llegar a la biomasa ZMS. En ese punto, una nueva baja en la biomasa disminuye la velocidad de reaparición de la población. La sobrepesca agota las reservas más allá de este punto y reduce los rendimientos y las utilidades.

La sobrepesca puede ocurrir en sectores pesqueros de libre acceso y desregulados o cuando la captura total permitida (u otra meta) es muy alta (es decir, error de estrategia), cuando no es adecuada la táctica diseñada para poner en práctica las estrategias de captura (es decir, error norma-

tivo) o cuando no hay una fiscalización eficaz de la normativa (es decir, error de fiscalización). El error de estrategia a menudo ocurre cuando los que gestionan los recursos pesqueros están presionados por aumentar o mantener los niveles de captura por encima de los niveles óptimos, en el contexto de la inseguridad de los derechos de pesca y sobrecapacidad de pesca. El análisis de escenarios presenta los costos de la sobrepesca de la merluza argentina (estudio de caso 1). La parte 2 presenta un sistema de gestión que disminuiría esta presión.

La **sobrepesca de crecimiento** consiste en capturar los peces antes de que alcancen el tamaño necesario para maximizar los rendimientos; la **sobrepesca de reclutamiento** se refiere a la captura de los peces adultos antes de que tengan suficiente oportunidad de aportar a la reproducción. La sobrepesca crónica ocurre cuando se mantienen reservas con una biomasa baja que produce capturas relativamente estables, pero muy por debajo de la productividad potencial de esa reserva. En estas condiciones, los pescadores enfrentan costos de captura más altos de los que serían necesarios para capturar más peces con reservas más extensas y con menos esfuerzos de captura (Grafton *et al.* 2006). Si la pesca se mantiene relativamente estable, es probable que pescadores y autoridades consideren que la situación actual es normal y aceptable, con lo cual sucumbirían al fenómeno de la “línea base cambiante” (Pauly 1995).

SOBRECAPACIDAD DE CAPTURA

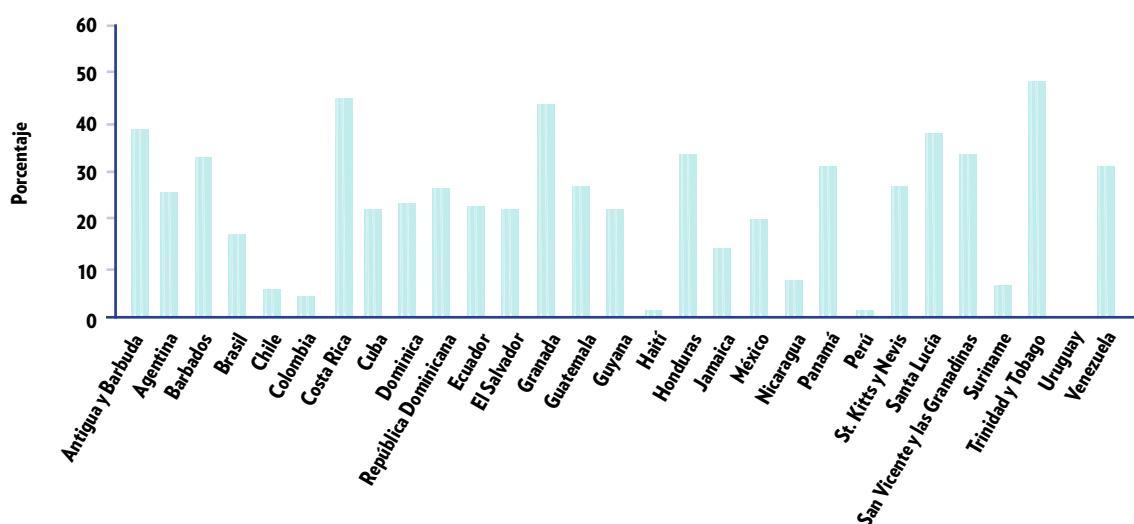
La sobrecapacidad de las flotas de captura es un determinante esencial en la sobrepesca y en el agotamiento de los recursos (Gelchu y Pauly 2007; Villasante y Sumaila 2010). A menudo, la sobrecapacidad de las flotas se convierte en una fuente de presión para fijar una cuota permitida de captura (u otra meta) muy alta. La sobrecapacidad puede generar una “carrera por la captura” poco económica, en la cual las embarcaciones compiten por capturar la mayor cantidad de pescado antes de que se cubra la cuota de captura del recurso pesquero (Hilborn et al. 2003). La sobrecapacidad de pesca ocurre cuando el tamaño de la flota y la capacidad de captura son superiores a lo requerido para alcanzar la cuota total permitida dentro de los plazos autorizados. Se trata de un fenómeno de largo plazo, muy diferente a la capacidad excesiva temporal que puede ocurrir en una industria sometida a fluctuaciones en el suministro de materias primas. La sobrecapacidad de captura es inefficiente desde el punto de vista económico, ya que el capital se compromete de una manera poco productiva (García y Newton 1995; Stump y Bakker 1996; Clark et al. 2005). La sobrecapacidad de pesca es característica de las actividades de libre acceso (Thorpe et al. 2000; Gelchu y Pauly 2007), pero también puede surgir en operaciones con acceso limitado que carecen de un control adecuado. La sobrecapacidad se puede crear mediante una inversión excesiva en capacidad de captura, en particular durante la fase de desarrollo de los sectores pesqueros (la captura por debajo del nivel de reservas genera altos niveles iniciales de desembarcos). Con frecuencia, la sobrecapacidad es causada por las subvenciones al desarrollo de flotas (Hilborn et al. 2003; Beddington et al. 2007). Por

ejemplo, entre 1985 y 1990, el programa de expansión de flotas en México contempló subvenciones por \$5.000 millones (Anon 2005a citado en Gelchu y Pauly 2007). El estudio de caso de la anchoveta peruana ofrece un claro ejemplo de la escala potencial de costos de la sobrecapacidad de captura.

SUBVENCIONES INAPROPIADAS

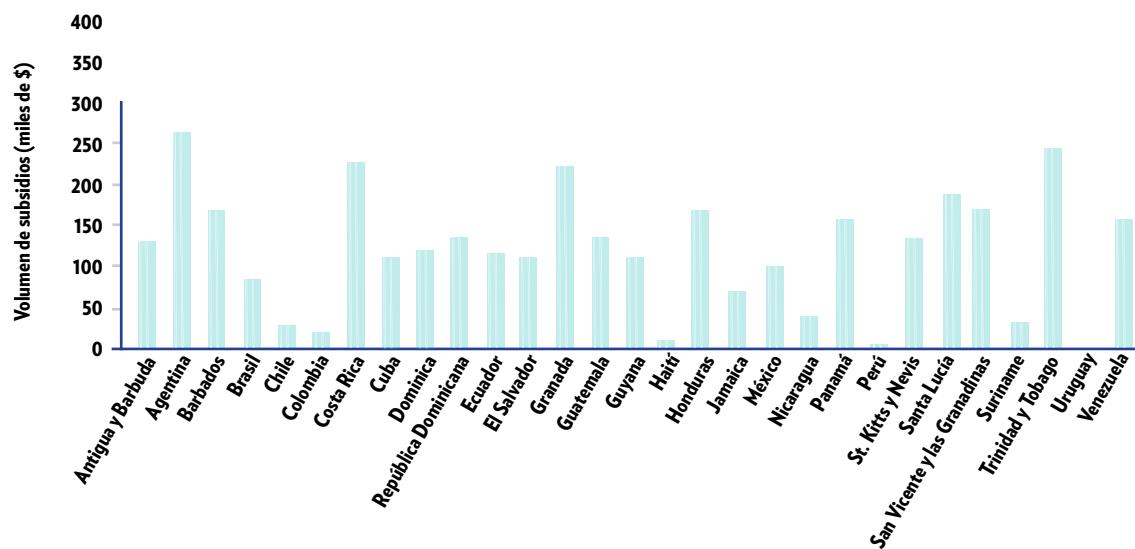
Las subvenciones inapropiadas representan un costo directo del modelo BAU y, a menudo, fomenta la sobrecapacidad de captura o un esfuerzo excesivo de captura. Si las subvenciones cubren una porción de los costos de captura, los pescadores y las pesquerías pueden continuar generando dinero incluso si sus operaciones de captura no son verdaderamente rentables (Khan et al. 2006; Beddington et al. 2007). A falta de subvenciones, el costo de captura debe ser pagado por las ganancias pesqueras. Las subvenciones pueden materializarse como una excepción al impuesto al combustible y a la actividad económica, como un acceso a créditos de bajo costo y como aportes directos para la adquisición y sustitución de embarcaciones. Las subvenciones pueden ofrecer un útil indicador sobre la riqueza económica, donde un alto nivel de subvenciones indica un sector pesquero económicamente frágil (Hilborn et al. 2003). Como región, ALC se ubica en el tercer lugar a nivel mundial en cuanto al total de subvenciones otorgadas en la pesca, por un valor de \$1.900 millones anuales (Khan et al. 2006). La figura 7.11 presenta el porcentaje subsidiado por país y la figura 7.12 muestra los montos absolutos por país. Sin embargo, no todas las subvenciones a la pesca son inapropiadas. Khan et al. (2006) distingue entre subvenciones ‘Buenas’, ‘Malas’ y ‘Feas’. Las ‘subvenciones buenas’ conducen a una inversión en

Figura 7.11. Aporte porcentual de las subvenciones pesqueras al valor de desembarco por país



Fuente: Base de datos de *Sea Around Us*.

Figura 7.12. Aporte absoluto de las subvenciones pesqueras (buenas, malas y feas) al valor de desembarco por país en ALC



Fuente: Base de datos de *Sea Around Us*.

activos de capital natural mediante investigación, gestión, supervisión, vigilancia y optimización para el sector pesquero con el financiamiento del gobierno. Las subvenciones buenas incluyen intervenciones de corto plazo, como los esfuerzos de restauración de hábitat o los planes de reducción de licencias, que están diseñados para alterar un sistema de manera fundamental, de modo que en el futuro sea posible administrar el recurso pesquero. Las ‘subvenciones malas’ generan el agotamiento continuo del capital natural, luego de que la capacidad de captura se desarrolló a tal punto que la explotación de recursos supera el MEY. Las ‘subvenciones feas’ tienen el potencial de llevar a un mejoramiento o a un agotamiento del recurso pesquero (figura 7.12).

PESCA ILEGAL, NO DECLARADA Y NO REGULADA

Con el modelo BAU, la pesca IUU contribuye al agotamiento de los recursos e impide la recuperación de las poblaciones de peces y de los ecosistemas, lo cual tiene un costo significativo para las comunidades pesqueras legítimas, al igual que para los ingresos públicos (MRAG 2005; Agnew *et al.* 2009). Con frecuencia, los esfuerzos por disminuir la sobrecapacidad pesquera son saboteados por la pesca IUU. En un análisis mundial de la pesca IUU realizado en 54 países y en alta mar, Agnew *et al.* (2009) calcularon que el total de pérdidas atribuibles a la pesca IUU es de entre \$10.000 millones y \$23.500 millones al año. El nivel de pesca IUU tiene una relación inversa con la gobernabilidad del sector pesquero y los países en vías de desarrollo se encuentran en la situación de mayor riesgo (Agnew *et al.*

al. 2009). Si los pescadores no respetan las metas de gestión pesquera ni los argumentos científicos que las respaldan y si no hay una fiscalización adecuada al respecto, se puede generar una pesca ilegal generalizada (Beddington *et al.* 2007). Lo anterior empeora significativamente la situación de la sobrepesca, agota las reservas de peces, desvaloriza los SE y, peor aún, debilita la base racional para la gestión pesquera y amenaza el desarrollo de SEM.

El nivel de pesca IUU del Atlántico sudoeste alcanzó el segundo puesto mundial, al abarcar 32% de las capturas legales (figura 7.13). Se calcula que los beneficios económicos perdidos a causa de la pesca IUU en 2003 fluctuaron entre los \$117 millones y \$251 millones en el Pacífico central oriental; entre \$205 millones y \$606 millones en el Atlántico sudoeste; entre \$265 millones y \$506 millones en el Atlántico central occidental; y entre \$1.080 millones y \$2.310 millones en el Pacífico sudeste (Agnew *et al.* 2009). Muchas de las pérdidas causadas por la pesca IUU ocurren fuera de las ZEE nacionales.

Sobrepesca en los ecosistemas

Existe sobrepesca en un ecosistema cuando se altera el equilibrio del mismo, lo cual debilita los SE de los cuales dependen la pesca y otras actividades económicas. La sobrepesca genera cambios significativos y potencialmente irreversibles en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Murawski 2000 revisión de definiciones) (recuadro 5.3).

Recuadro 7.3. Efectos de la pesca en el ecosistema

Los ecosistemas marinos ya venían siendo sustancialmente transformados a causa de la pesca, incluso antes del desarrollo de las pesquerías industriales modernas (Jackson *et al.* 2001). Con el modelo BAU, ha existido una creciente preocupación por los efectos directos producidos por la pérdida de los principales depredadores a causa de la pesca, los efectos indirectos de la desaparición de los mismos de los ecosistemas acuáticos por causa de las cascadas tróficas (Myers y Worm 2003);¹ o los efectos negativos que podría tener la eliminación de comunidades completas en SE que son importantes para la pesca. Por ejemplo, la sobrepesca de los grandes tiburones del Atlántico noroeste causó la aparición de un mesodepredador, la raya gavilán (*Rhinoptera bonasus*) y el colapso de la pesca de ostiones (Myers *et al.* 2007).

También existe cada vez más evidencia de los efectos que tiene la sobrepesca en la estructura y función de los sistemas de arrecifes de coral bajo el modelo BAU. La sobrepesca de arrecife por lo general se correlaciona con la existencia de cambios sustanciales en la función del ecosistema, lo cual puede llevar a pérdidas en la producción de pescados, mariscos y otros productos marinos (Jennings y Polunin 1996). Hughes (1994) describe la alteración taxonómica que se dio en los arrecifes de coral de Jamaica debido a una disminución de la población de los peces de pastoreo provocado por la sobrepesca. Los arrecifes de coral sufrieron cambios en su composición y pasaron de estar dominados por corales a estar dominados por algas.

En general, los efectos de la pesca sobre los principales depredadores dependerán de una baja en su abundancia, la medida en que las bajas se compensen con el aumento de sus competidores y la medida en que la depredación regule a las poblaciones de depredadores (Kaiser y Jennings 2001). Lo mismo se aplica a grazers y a otras comunidades. Un principio generalmente aceptado es que el enfoque ecosistémico debe considerar los efectos de la pesca sobre los ecosistemas (por ejemplo, Pikitch *et al.* 2004). Dada la complejidad de las interacciones y respuestas, se necesitan modelos experimentales de gestión ambiental (que incorporen las reservas marinas como elementos de control) o modelos de ecosistemas para identificar y predecir estos efectos y elaborar estrategias de gestión adecuadas.

A nivel mundial, ha surgido una preocupación por el proceso de ‘captura de redes alimentarias marinas’, las cuales se ven afectadas por el desarrollo pesquero pues se da una transición gradual, aunque posiblemente no sostenible, en las especies buscadas, de depredadores de nivel superior, como atunes y agujas, a especies de menor nivel, tales como sardinas y anchoas (Pauly *et al.* 1998). La explotación intensiva de los grandes depredadores puede disminuir su abundancia, lo cual los vuelve menos eficientes en la captura y, a su vez, fomenta el crecimiento poblacional de sus presas, convirtiéndose éstas en un blanco más atractivo. En forma alternativa, el desarrollo pesquero se puede

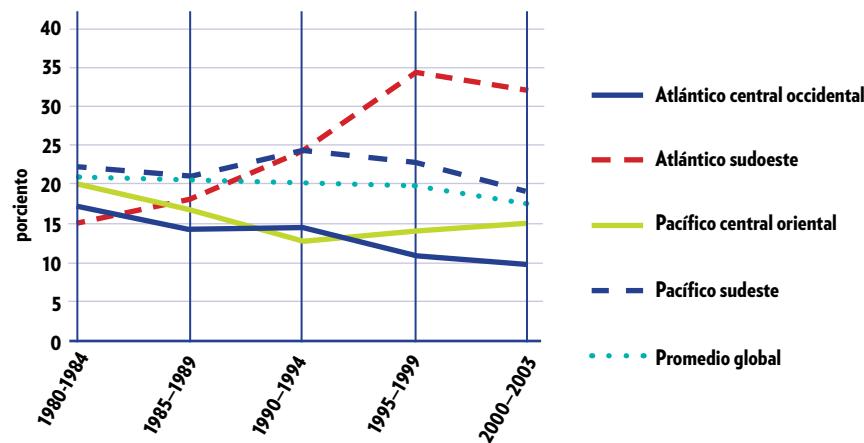
caracterizar de mejor forma como 1) pesca adicional en secuencia de especies de nivel trófico inferior, al mismo tiempo que se continúa con la captura de especies de nivel trófico superior (Essington *et al.* 2006) o 2) con una orientación hacia las ganancias, capturando inicialmente las especies superficiales de altos precios y gran tamaño y, luego, agregando a la mezcla de manera gradual las especies menos deseables (Sethi *et al.* 2010).

Muchos grupos de nivel trófico inferior, como los mariscos e invertebrados, sostienen la pesca de menor volumen y valor relativamente alto. En ALC, los estudios de casos del sector pesquero reflejan un patrón complejo. Por ejemplo, en la Zona Común entre Argentina y Uruguay ha existido un declive en el nivel trófico medio, atribuible a la baja en los desembarques de recursos pesqueros tradicionales (como la merluza argentina), y alzas en crustáceos, moluscos y demás especies de peces, como cangrejos reales, ostiones y merluzas negras de aguas profundas y crecimiento lento (Jaureguizar y Milessi 2008). En contraste, en el sur de Brasil, Vasconcellos y Gasalla (2001) no encontraron evidencia de una disminución en el nivel trófico de los recursos pesqueros, debido al colapso en la pesca de sardinas (nivel trófico relativamente bajo) y a los aumentos en la captura mar adentro de tiburones y atunes de nivel trófico superior. En el Golfo de California, las entrevistas con los pescadores locales indicaron un descenso en el nivel trófico de los recursos costeros, atribuible a una menor abundancia de tiburones y meros, compensado por un aumento en la pesca de tiburones mar adentro (Sala *et al.* 2004). También es probable que las implicaciones económicas sean complejas. Por ejemplo, el primer caso sugiere un cambio hacia recursos de menor volumen y mayor valor. Pero la baja en los recursos pesqueros costeros y el cambio del esfuerzo de captura mar adentro o hacia aguas más profundas puede aumentar los costos y excluir a algunos pescadores.

La pesca también puede llevar a un aumento en la volatilidad de los ecosistemas acuáticos (Apollonio 1994). La pesca puede orientarse hacia las especies individuales con patrones de crecimiento más rápido (tasas de crecimiento más altas, menor edad de madurez y clases etarias truncadas) y puede eliminar de manera desproporcionada a las especies de nivel trófico superior, que tienden a un crecimiento más lento y una vida más prolongada. Como resultado de esto, a su vez, las comunidades de peces pierden estabilidad y predictibilidad, con una alta variabilidad en la biomasa de las especies. Lo anterior hace que sea más difícil manejar los recursos pesqueros y tiene consecuencias para las comunidades de pescadores.

Nota: Se producen cascadas tróficas cuando la eliminación de un depredador principal fomenta las poblaciones de sus presas (segundo nivel), las que luego agotan su propia presa (tercer nivel), con lo cual se libera el siguiente nivel inferior y así, sucesivamente (Paine 1980). Existe sólida evidencia de las cascadas tróficas en los sistemas de agua dulce con menos especies. En los ecosistemas marinos existe evidencia limitada de cascadas tróficas pues existen muchas especies en cada nivel que pueden pasar de presa a depredador durante su historia vital (Kaiser y Jennings 2001).

Figura 7.13. Capturas ilegales, no declaradas o no reguladas en las subregiones de ALC



Fuente: Agnew et al. (2009).

RIESGOS DE EXTINCIÓN Y PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

La pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos, causada por la pesca BAU, está causando crecientes preocupaciones relacionadas con la exteriorización de los costos típicos de las prácticas BAU. En los sistemas marinos, se han documentado pocas extinciones globales, pero hay un registro creciente de pérdida de especies a escala regional (Dulvy et al. 2003). Entre las amenazas asociadas a la pesca BAU se incluyen la sobreexplotación, la captura accesoria, la degradación de hábitat y la pérdida de SE clave. Dichas amenazas a la biodiversidad global y sus soluciones recién comienzan a recibir atención, como en el caso del desarrollo de los dispositivos de exclusión de tortugas.

Varias especies de la región se encuentran en alto riesgo de extinción global debido a la captura accesoria de la región, como la vaquita, una marsopa porteña endémica del alto del Golfo de California (Rojas-Bracho et al. 2006), el albatros ondeado, que se reproduce en Galápagos y alimenta a otros peces en la plataforma continental ecuatoriana y peruana (Awkerman et al. 2006), y la tortuga baula y la tortuga boba o caguama (Lewison et al. 2004).

En Galápagos, el intenso fenómeno de El Niño de 1982/83 desencadenó una gran transformación de hábitats macroalgales y de coral a arrecifes con pastoreo extenso y yermos de erizos. La desaparición de langostas de gran tamaño y de depredadores por acción de la pesca lleva a una menor presión sobre la depredación en los erizos herbívoros, lo cual puede haber exacerbado esta trans-

formación y contribuido a la pérdida de la biodiversidad dependiente. Tras el evento anterior, la damisela moteada endémica de Galápagos (*Azurina eupalama*) se considera probablemente extinta y es posible que varias otras especies dependientes de los hábitats de macroalgas y coral hayan disminuido severamente (Edgar et al. 2009).

También existe preocupación por las amenazas que enfrentan los consumidores de niveles tróficos superiores, como las aves marinas y pinnípedos, a causa de la competencia que tienen con la industria pesquera para conseguir peces como fuente de alimento (Duffy et al. 1984). Por ejemplo, las poblaciones de gavotín peruano, endémico de Perú y del norte de Chile, fueron afectadas gravemente por el colapso de la anchoveta de 1972, atribuido a una combinación de cambio ambiental y presiones del sector pesquero (Schlatter 1984).

VULNERABILIDAD DE EXTINCIÓN DE LAS ESPECIES CAPTURADAS

En las especies comerciales, con frecuencia se argumenta que la extinción económica de las poblaciones explotadas ocurre antes que su extinción biológica y que las especies marinas son menos vulnerables a la extinción que las especies terrestres, debido a su alta fecundidad y gran alcance global (Dulvy et al. 2003). Sin embargo, las elevadas fecundidades que tipifican a muchas especies marinas no siempre se traducen en altos índices reproductivos. En peces comerciales, por lo general, los reproductores adultos generan entre uno y siete reemplazos al año (Myers et al. 1999), lo que es equivalente a la situación de los vertebrados

terrestres. En especies de alta fecundidad, la gran mayoría de las larvas no sobreviven en los muchos de los años. Las estructuras poblacionales de muchas especies de peces con importancia comercial se caracterizan por una repoblación episódica, que en la mayoría de los años es baja, con cohortes sólidos en años ocasionales, cuando las condiciones son adecuadas. La pesca depende de tales cohortes, pero interrumpir la estructura etaria de las poblaciones mediante la pesca puede poner en peligro su subsistencia, si los adultos de corta vida tienen pocas oportunidades de reproducirse (Dulvy *et al.* 2003). Aunque hay evidencia limitada de una repoblación fallida con bajas densidades de especies comerciales de peces (con frecuencia bastante móviles) (Myers *et al.* 1995), las especies sedentarias que dependen de la transmisión del desove, como el loco blanco, son vulnerables a una repoblación fallida en casos de captura con bajas densidades (Hobday y Tegner 2000).

Las especies de larga vida con madurez tardía y bajos índices de reproducción también son inherentemente vulnerables a la sobre-pesca (Reynolds *et al.* 2001). Estas características son comunes a varios peces depredadores de gran tamaño, como tiburones y esturiones (Musik 2001). Tras una evaluación global de peces cartilaginosos, como tiburones y rayas, 67 de las 365 especies de los océanos que rodean a América del Sur (es decir el 18%) están catalogadas como bajo amenaza global (IUCN 2010). Las especies con madurez tardía son especialmente vulnerables cuando son objeto de interés de las actividades pesqueras de especies múltiples en las cuales otras especies capturadas son más productivas (Myers y Worm 2005).

Las especies de alcance restringido también son inherentemente más vulnerables a la sobrepesca y a la degradación del hábitat que otras especies similares de alcance amplio, como se resalta en un reciente análisis sobre especies amenazadas en Galápagos (Edgar *et al.* 2009). En los peces de arrecifes de coral, el 9% cuenta con un alcance global inferior a 50.000 km² (Roberts *et al.* citado en la prensa en Hawkins *et al.* 2000), y la mayoría de estas poblaciones solo ocupan una pequeña fracción de esta área que provee un hábitat de arrecife adecuado. En el caso de especies con alcance restringido, incluso las amenazas localizadas pueden influir en todo su alcance global. Por ejemplo, la totoaba es endémica del curso superior del Golfo de California, y está amenazada en forma generalizada en este alcance restringido debido a una combinación de sobrepesca en el pasado, degradación del hábitat y captura accesoria de juveniles (Roberts y Hawkins 1999). Esta vulnerabilidad también se aplica a las especies que dependen únicamente de lugares específicos o de hábitat limitados en etapas puntuales de los ciclos de vida, tales como las especies dependientes de lugares particulares de desove o de estuarios y humedales para hábitat de criaderos. Las especies que

se reúnen en grandes números para desovar suelen ser objeto de interés para pescadores y se pueden encontrar en riesgo de extinción local, o incluso regional, como la cherne criolla (Sadovy y Eklund 1999).



7.6 ESTUDIOS DE CASO

Los estudios de caso 1 a 3 toman tres ejemplos de ALC para explorar la sobrepesca y el agotamiento de recursos en contextos específicos; las funciones de la subvención, la sobrecapitalización y la normativa aplicable a recursos de propiedad común; y las medidas para facilitar la transición de BAU a SEM. Estos casos fueron seleccionados para representar experiencias opuestas de situaciones y tipos de pesca (industrial-artesanal, marina-intermareal, cuotas de captura-nada, gestión vertical del sector público-gestión compartida orientada a la comunidad, etc.).

Estudio de casos 1. Merluza argentina (*Merluccius hubbsi*), Argentina¹

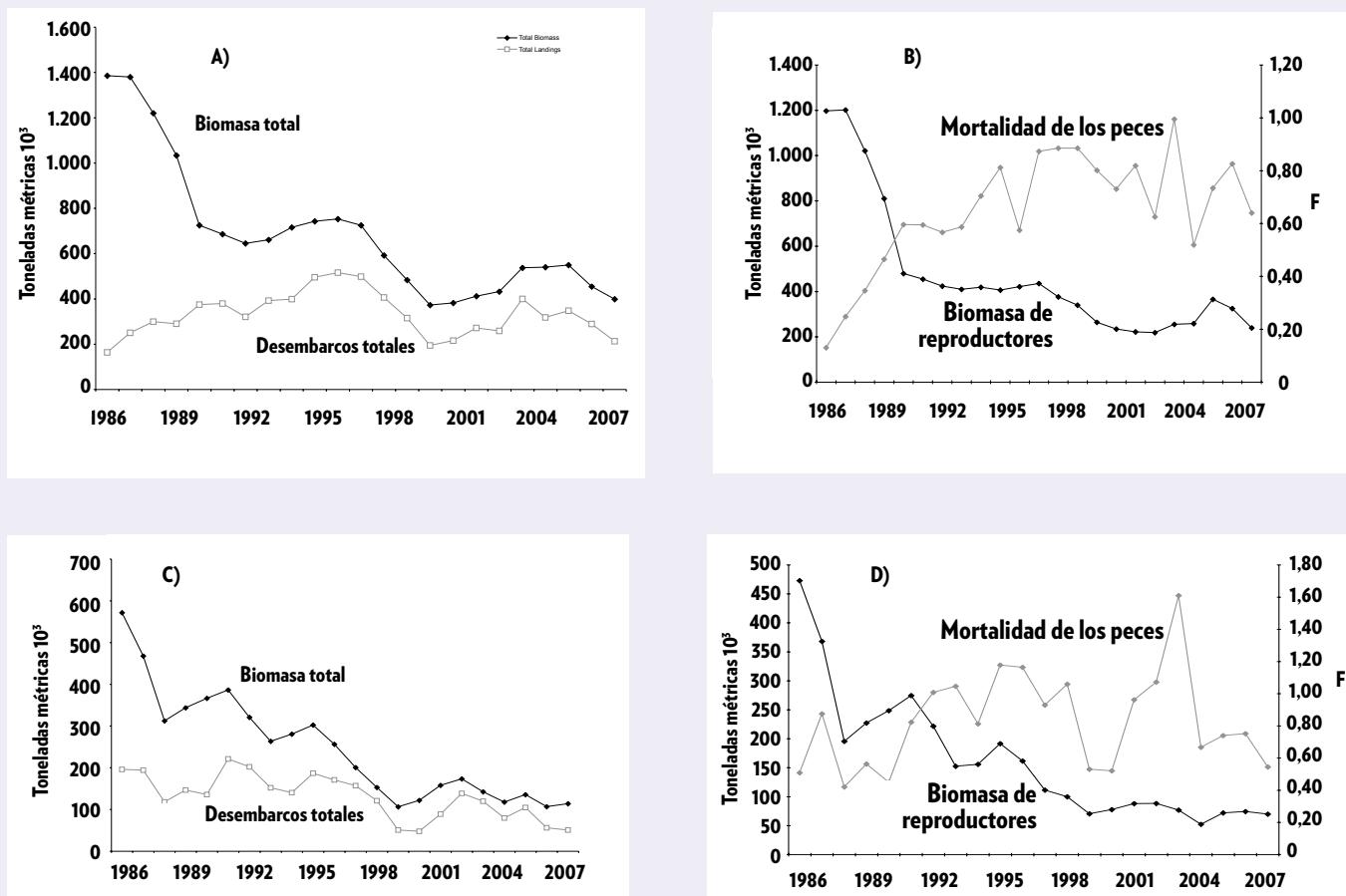
La merluza argentina (*Merluccius hubbsi*) es una especie bentónica y bentopelágica que se distribuye a lo largo de la plataforma continental de Argentina y Uruguay y ocasionalmente llega a las aguas brasileñas (Aubone et al. 2000). La pesca de la merluza argentina es una de las principales actividades comerciales de pesca de especies de fondo en ALC. Debido a la abundancia, la amplia distribución y la escala de los desembarcos, la merluza es un determinante en el desarrollo del sector pesquero en Argentina. La pesca de la merluza cuenta con más de 50% de las embarcaciones pesqueras argentinas, genera alrededor de 12.000 empleos directos y representa 40% de las exportaciones pesqueras en los últimos años, con desembarcos en el orden de 400.000 a 600.000 t/año (2001-2008) y un volumen desembarcado de \$146/tonelada en 2004 (Fundación Vida Silvestre 2008; figura 7.14). Este

estudio de caso resume el modelo BAU en la pesca de la merluza argentina y luego explora los potenciales beneficios económicos de SEM, sobre la base del análisis de escenarios.

PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

Entre 1987 y 1997, los desembarcos de merluza argentina en Argentina pasaron de 435.000 a 645.000 toneladas. La mortalidad de los peces aumentó de 0,536 a 0,949 al norte del paralelo 41°S y de 0,130 a 0,455 al sur del paralelo 41°S entre 1990 y 2003. En respuesta a los crecientes riesgos de colapso, el Consejo Federal de Pesca redujo la captura total permitida (TAC) a 189.000 toneladas en 1999, en comparación con las 298.000 toneladas del año anterior. Sin embargo, la falta de una vigilancia y control eficaces llevaron a una sobreexplotación continua de las reservas (Cedepesca 1999), donde los desembarcos registrados superaron la TAC en 87% en 1999 y en 93% en el

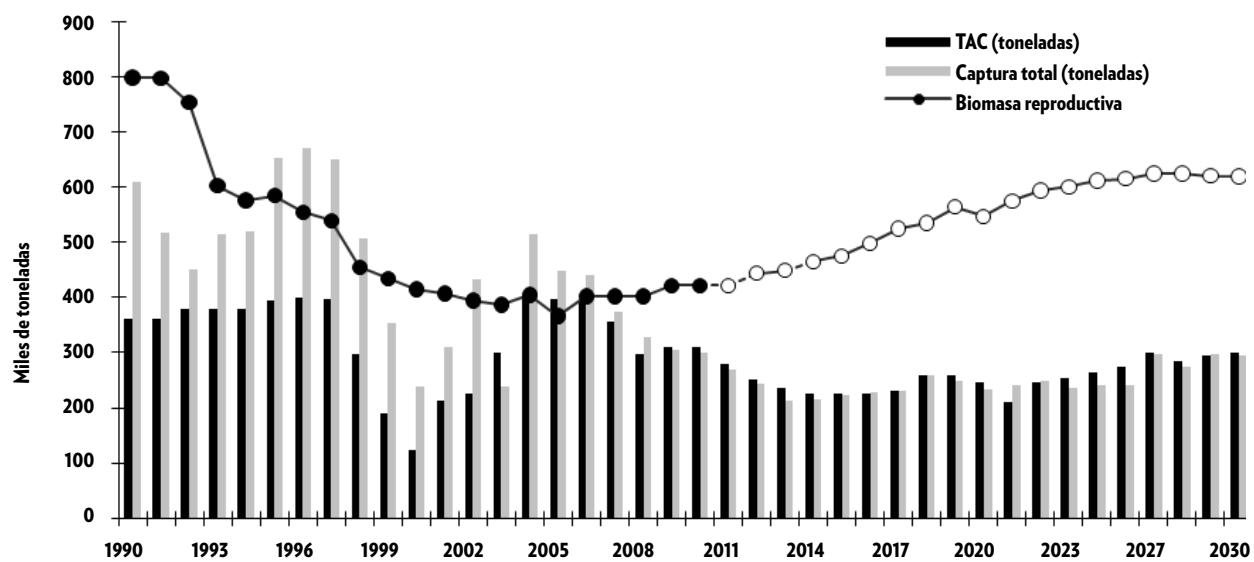
Figura 7.14. Cálculo de biomasa y desembarcos de merluza argentina al sur (A-B) y al norte (C-D) del paralelo 41°S



Fuente: Base de datos RAM II Stock-Recruit.

¹ Autor del estudio de caso: Sebastián Villasante, Universidad de Santiago de Compostela y Beijer Institute of Ecological Economics, <sebastian.villasante@usc.es>. El autor tiene el estudio de caso completo. La información proviene de la base de datos RAM II Stock-Recruit <http://www.marinebiodiversity.ca/RAMlegacy/srdb/updated-srdb/srdb-resources>. El autor agradece a Ana Parma y Daniel Ricard por su apoyo en la elaboración de los datos disponibles.

Figura 7.15. Plan de recuperación adaptable para la pesca de merluza argentina, 2010-2030



Fuentes: Base de datos RAM II Stock-Recruit. Villasante et al. (2009).

año 2000. Como resultado de esto, tanto la biomasa total como los desembarcos siguieron disminuyendo (figura 7.14).

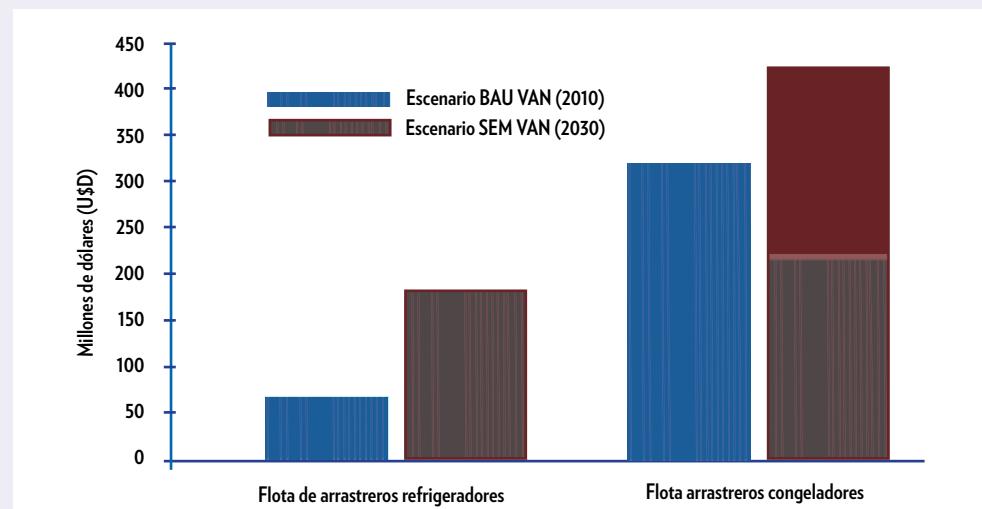
El incremento de los desembarcos también se atribuye a las políticas de liberalización y apertura de territorios de pesca a las flotas extranjeras, en gran medida gracias a un convenio de acceso entre Argentina y la Unión Europea (1993-1997). La pesca de merluza argentina se divide en dos flotas. La flota de arrastreros congeladores opera principalmente al sur del paralelo 41°S; la flota de pescado fresco se concentra al norte del paralelo 41°S. Entre 1984 y 1997, la flota de pescado fresco pasó de 126 a 137 embarcaciones, en tanto que la flota de arrastreros congeladores pasó de 44 a 282 embarcaciones (Bertolotti et al. 2001) y multiplicó los desembarcos en un factor de 6,6 entre 1987 y 1997 (Irusta et al. 2001). El reciente análisis de la capacidad de captura indica una sobrecapacidad de 120% (Godelman 2004). Al mismo tiempo, ha existido un aumento en los descartes, principalmente de juveniles, lo cual representó entre 11% y 24% del total de desembarcos entre 1990 y 1997 (Dato et al. 2006). En términos económicos, lo anterior representa pérdidas anuales entre \$11 millones y \$77 millones. Los desembarcos de juveniles llegaron a 60% del total de capturas en 1997. En respuesta al alto porcentaje de peces juveniles presentes en los desembarcos, en 1997 se creó una zona libre de pesca para resguardar las zonas de criadero alrededor de Isla Escondida, pero esta acción ha tenido un impacto limitado debido a la falta de vigilancia y controles eficaces. Como la flota de arrastreros congeladores se siguió concentrando alrededor de los límites de esta zona, en 1999 el Consejo Federal de Pesca obligó a dicha flota a trasladarse a una zona de menor productividad.

GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS

El contraste de escenarios sirve para explorar el potencial de aumento de los beneficios económicos netos obtenidos mediante una gestión responsable de la pesca de merluza argentina. Se contemplan dos escenarios: El actual escenario BAU y una propuesta de estrategia de recuperación. En la actualidad, la biomasa de reservas se halla en niveles críticos, cercana a los valores más bajos que se consideran aceptables para la sostenibilidad de la pesca (Aubone et al. 2000). Se propone una estrategia que permita la recuperación de reservas, al menos en un promedio de 8 a 1,2 millones de individuos al año 2030 (valor promedio observado durante el período 1987-1999) (Aubone et al. 2000). Esta propuesta es simplemente un ejemplo para debatir. Sin embargo, se deben evaluar estrategias alternativas mediante un análisis de decisiones (consultar la parte 3 sobre desarrollo de estrategias).

En la estrategia de recuperación, se supone que los desembarcos reales corresponden a la TAC (es decir, que la vigilancia y el control son eficaces). El aumento en el rendimiento de la inversión se lograría mediante una disminución progresiva en la capacidad de captura en 25% para la flota de pescado fresco y 50% para la flota de arrastreros congeladores. Esta política de reducción permitiría un incremento gradual en la eficiencia tecnológica de 4,4% al año (según Gelchu y Pauly 2007). Aún más, se supone una baja de entre 8% y 20% en la tasa de descarte entre 2010 y 2015, y de 3% entre 2015 y 2030. El análisis de escenarios se basa en un modelo ecosistémico (Ecopath con Ecosim) combinado con una valoración económica (Villasante

Figura 7.16. Plan de recuperación adaptable para la pesca de merluza argentina, 2010-2030



Fuente: Villasante *et al.* (2009).

et al. 2009). El valor actual neto (VAN) se calcula sobre la base de la diferencia entre el valor y los costos de los desembarcos en un horizonte temporal a 20 años con una tasa de descuento de 4%. Se suponen precios constantes en todo momento. Para la flota de arrastreros congeladores, se asume un costo de pesca de 85,2% del valor desembarcado con el actual escenario BAU (García-Negro 2003) y de 72% al finalizar el plan de recuperación. Para la flota de pescado fresco, se asumen costos de captura de entre 92% y 85%, respectivamente, en línea con otras operaciones de pesca similares (Bertolotti *et al.* 2001). La reducción de costos toma en cuenta un incremento previsto en las actividades de captura por unidad de especie en caso de haber niveles de reserva superiores. El estudio de caso se centra en los costos de operación y trata a las embarcaciones pesqueras y a la capacidad de procesamiento como costos irrecuperables. Debido a la falta de datos, no se incluye el costo de aumentar la vigilancia y el control para garantizar que los desembarcos no superen la TAC y que baje el descarte. Además, el estudio de caso no considera los efectos en los sectores relacionados del procesamiento y la distribución.

RETORNO Y RENDIMIENTO DE LA INVERSIÓN

Bajo el escenario de recuperación, hay un descenso en el volumen de desembarcos, que pasa de 300.000 toneladas métricas en 2010 a 213.000 toneladas métricas en 2013, y luego aumenta a 294.000 toneladas en 2030, a medida que se recuperan las reservas (figura 7.15). Los rendimientos de la flota de pescado fresco aumentarían de alrededor de 50.000 toneladas en 2010 a 88.000 toneladas en 2030; en tanto los rendimientos de la flota de arrastreros congeladores bajarían de 250.000 toneladas en 2010 a 206.000 toneladas en 2030.

Sin embargo, a pesar del descenso en los desembarcos con respecto a los niveles previos a 2010, hubo un crecimiento en los rendimientos económicos ya que las reservas se pueden recuperar gracias a un estricto control de la TAC y a la aplicación eficaz de medidas destinadas a reducir la captura de juveniles. Sobre la base de una tasa de descuento del 4%, el VAN para el actual escenario BAU corresponde a \$66 millones para la flota de pescado fresco y a \$317 millones para la flota de arrastreros congeladores. En el escenario de recuperación, el VAN para la flota de pescado fresco aumenta a \$181 millones y para la flota de arrastreros congeladores, a \$422 millones (Figura 7.16). Este incremento en los rendimientos económicos es en función de los menores costos de captura (por tonelada de pescado desembarcado) que se prevén para el conjunto de recuperación de reservas y baja en los esfuerzos de captura (lo que implica requisitos más bajos de mano de obra y capital). Este rendimiento económico mejorado representa incrementos sustanciales en cuanto al rendimiento sobre la inversión, en especial porque con el tiempo disminuye el capital invertido en cada una de las dos flotas (en 25% y 50%, respectivamente). Además, es probable que la recuperación de reservas baje el riesgo de un colapso en esta actividad pesquera de importancia económica.

Dado el aumento previsto en los rendimientos, los costos de implantación no incluidos en este análisis deben ser recuperables a través de la pesca, a la vez que se permite que sigan aumentando las utilidades. Se requeriría un análisis más detallado de costos en distintos escenarios. (Consultar el estudio de caso de la anchoveta peruana como ejemplo de la disminución de capacidad y recuperación de costos para cubrir los costos de un descenso en el empleo en el sector pesquero).

Estudio de caso 2: Anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), Perú¹

La anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) es un pequeño pez pelágico distribuido en la costa de Perú y norte de Chile. La pesca de anchoveta peruana constituye el principal sector pesquero de especies individuales en el mundo y representa aproximadamente 10% de los desembarcos marinos globales (con rendimientos anuales que fluctúan entre 6 millones y 8 millones de toneladas) (Hatzios y de Haan 2006). Por mucho tiempo la pesca se ha caracterizado por una extrema variabilidad asociada a las oscilaciones interanuales e interdecenales y al colapso ocasional (Fréon et al. 2008).

La gestión de las reservas pesqueras de anchoveta peruana del norte (norte del paralelo 16°S) se basa en una TAC fijada con referencia a una estrategia de fuga constante. Cada año se emplean estudios acústicos para evaluar la biomasa actual y se fija la TAC para garantizar una fuga de 5 millones de toneladas (Fréon et al. 2008). Asimismo, la pesca está prohibida durante las dos temporadas reproductivas principales y cuando se descubre un alto porcentaje de juveniles en la captura. La pesca industrial también está prohibida dentro de la zona que está a cinco millas de la costa para proteger el desove de la anchoveta y el hábitat de otras especies con valor comercial. En conjunto, estas medidas han servido para evitar el agotamiento del recurso en los últimos años y para reducir el riesgo de colapso y, por consiguiente, representan un avance considerable hacia SEM. Sin embargo, la TAC agregada también ha fomentado una “carrera por la captura” ineficiente desde el punto de vista económico y una gran sobrecapacidad tanto en los sectores de captura como de procesamiento. En el 2009, se incorporaron cuotas de captura individuales para abordar estos problemas.

Este estudio de caso se concentra en la transición de la pesca desde una TAC agregada hacia un sistema de cuotas de captura individuales. La primera temporada de pesca con el nuevo régimen se realizó en abril-junio de 2009.

PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

La primera gran crisis en la pesca industrial de la anchoveta peruana ocurrió a comienzos de la década de 1970. La sobre-pesca, generada por el crecimiento exponencial de la flota y por una normativa inadecuada, se exacerbó por los efectos del intenso episodio de El Niño en 1972-73 (Hilborn y Walters 1992). Esta crisis llevó a la nacionalización de la industria. Tras un período de estancamiento, se volvió a privatizar la pesca a comienzos de la década de 1990. A pesar de los esfuerzos realizados para limitar la capacidad de captura, como la Ley General de Pesca de 1992 que prohibió la expansión en flota pesquera y capacidad de procesamiento, la privatización llevó a una sustancial inversión en la construcción de nuevas embarcaciones y plantas, al igual que a la modernización de la capacidad existente. El Niño, en 1997, dejó una vez más a una industria sumamente endeudada y al borde del colapso. La crisis desató un proceso de fusiones y adquisiciones que condujo a un aumento en la integración vertical y en la concentración al interior de la industria. Hoy son siete las empresas que representan aproximadamente dos tercios de la capacidad de almacenamiento de la flota con casco de acero y 70% de la capacidad de plantas procesadoras.

A fines de 2007, la flota industrial contaba con una capacidad total de almacenamiento de aproximadamente 210.000 metros cúbicos y las plantas de harina de pescado y aceite de pescado tenían una capacidad total de procesamiento de

Cuadro 7.2. Cálculos de la capacidad excesiva de flotas y plantas de procesamiento

MEDICIÓN EN REFERENCIA A:	PROMEDIO 2006-2008		TAC 2006	
Eficiencia de flota y planta	60%	80%	60%	80%
Capacidad excesiva de acumulación de la flota	60,5%	70,4%	70,9%	78,2%
Capacidad de acumulación y capacidad óptima de la flota 2006	2,5	3,4	3,4	4,6
Capacidad excesiva de procesamiento de las plantas	65,3%	74,0%	74,4%	80,8%
Capacidad de la planta y capacidad óptima 2006	2,9	3,8	3,9	5,2

Fuente: Paredes y Gutiérrez (2008).

¹ Autor del estudio de caso: Carlos E Paredes, Instituto del Perú, cparedes@intelfin.com.pe. Se puede obtener el estudio de caso completo solicitándolo al autor.

8.909 toneladas por hora. Para demostrar la magnitud de la sobrecapacidad de la industria, vale la pena destacar que en condiciones ‘normales’ (es decir, sin presencia del fenómeno El Niño), el total de desembarcos de anchovetas fluctúa entre 6 millones y 8 millones de toneladas al año (por ejemplo, entre 2006 y 2008, el promedio de desembarcos de anchovetas llegó a 6,02 millones de toneladas). En 2006, la TAC se fijó en 5,9 millones de toneladas. Si el coeficiente de eficiencia pesquera (que corresponde a la porción de la capacidad de acumulación de la embarcación que se llena en cada viaje de captura) se encontraba en el rango de 60%-80%, entonces la capacidad excesiva de la flota era de entre 60% y 78% en el 2006. En otras palabras, el tamaño real de la capacidad de acumulación de la flota era entre 2,5 (en el supuesto de un coeficiente de eficiencia pesquera de 60% y una TAC de 6,02 millones de toneladas) y 4,6 veces (en el supuesto de un coeficiente de eficiencia pesquera de 80% y una TAC de 5,9 millones de toneladas) mayor que el tamaño óptimo (véase el cuadro 7.2). Debido a los índices de procesamiento *take drives*, la capacidad de procesamiento excesiva de las plantas de harina de pescado asociadas cayeron entre un 65% y un 80%. Lo anterior implicaba que la capacidad instalada de la planta era de 3 a 5 veces mayor que su nivel óptimo.

De este modo, el modelo BAU en la pesca de anchoveta peruana se caracterizó por una sobrecapacidad tanto en el sector de captura como de procesamiento, con existencias de capital progresivamente mayores que quedaron sin ser utilizados durante períodos progresivamente más prolongados. Con datos detallados sobre la estructura de costos del 2006, Paredes y Gutiérrez (2008) estimaron considerables utilidades perdidas en el sector debido exclusivamente a la capacidad excesiva de flotas y plantas. Concluyeron que una reducción del 50% en la capacidad de acumulación de la flota y en la capacidad de procesamiento de las plantas (que no habría bastado para eliminar la capacidad excesiva del sector) habría llevado a que se duplicaran las utilidades agregadas del sector: una ganancia neta de aproximadamente \$400 millones anuales. Las ineficiencias económicas asociadas a la sobrecapacidad de los sectores de captura y procesamiento disminuyeron sustancialmente el rendimientos de las inversiones y, como resultado de esto, el sector actualmente realiza un aporte relativamente pequeño a los ingresos tributarios del Perú. De acuerdo con las cifras oficiales, el aporte fiscal del sector pesquero con BAU fue extremadamente bajo: solo \$68 millones en 2006 o 4,8% del valor de las exportaciones de harina de pescado y aceite de pescado de ese año.

GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS

En 2008, el gobierno peruano introdujo derechos de captura individuales para la biomasa de anchoveta mediante la fijación de un límite de captura máximo por embarcación sobre la base de un porcentaje de la TAC. Las principales metas consistían en abordar la problemática de la sobrecapacidad de la flota y eliminar la carrera por la captura, pues los pescadores dejarían de tratar de capturar todo el pescado que pudieran transportar en las embarcaciones con la mayor velocidad posible antes de llegar al límite de la TAC.

Las cuotas de cada embarcación se fijaron sobre la base de la captura promedio durante 2004-2008 y sobre la base de su capacidad de acumulación (para embarcaciones con casco de acero). Los derechos son intransferibles, aunque varias disposiciones del nuevo marco legal permiten la consolidación de cuotas de captura por parte de los propietarios de embarcaciones (por ejemplo, pueden consolidar las cuotas entre sus embarcaciones durante una temporada de captura y, en forma permanente, si alguna es dada de baja) (Aranda 2009). Se impuso el deber de retirar de la flota a las embarcaciones menos eficientes. Para impedir el desplazamiento de las actividades de pesca, un nuevo decreto de marzo de 2009 amplió el sistema hacia la zona de pesca del sur (sur del paralelo 16°S). Lo anterior representó la primera vez que se aplicaba una TAC en esta área de captura.

Para mitigar los costos sociales de la transición, la legislación estableció tres programas: (a) incentivos de reconversión laboral, (b) desarrollo y promoción de PYME para los trabajadores desplazados y (c) medidas de jubilación anticipada. Estos programas son financiados por dos aportes obligatorios hechos por los beneficiarios de los nuevos derechos de pesca: (i) un aporte anual reajustable para los titulares de permisos de pesca, fijo durante el primer año, de alrededor de \$12 por cada 0,001% de participación en la TAC (para embarcaciones con casco de acero) y (ii) un aporte de \$1,95 por tonelada de pescado desembarcado para las plantas procesadoras. Para dar una idea del impacto de estos aportes, el primero representaría alrededor del 0,12% del ingreso por las anchovetas desembarcadas, en tanto que el segundo representaría el 0,2% de las ventas de harina de pescado. Estos aportes son pequeños si se considera el aumento de las utilidades que trae el nuevo régimen, pero demuestran el potencial que tienen los programas de financiamiento para cubrir los costos sociales de transición mediante la recuperación de una porción de los beneficios económicos obtenidos gracias a una mejor gestión de los recursos pesqueros.

IMPACTOS EN LOS RENDIMIENTOS

No hubo cambios en el procedimiento de fijación de la TAC al norte del paralelo 16°S, por lo cual no se previó ningún cambio en los rendimientos. Como se analiza en la parte 3, las cuotas de captura están diseñadas para fortalecer los incentivos de resguardo ante el agotamiento de recursos. La pesca de anchoveta peruana ha padecido de sobrecapacidad durante mucho tiempo, lo cual presiona a la administración para un aumento en la TAC, a pesar de los riesgos de erosión del capital natural del cual depende la pesca. Se espera que la introducción de cuotas seguras de captura disminuya esta presión.

El sistema de cuotas de captura ha eliminado en forma eficaz la carrera por la captura, con un aumento en la extensión de la temporada de pesca y un promedio y un máximo menores de desembarcos diarios de pescado. (Con el nuevo régimen de cuotas de captura, la primera temporada de pesca en 2009 duró 102 días, a diferencia de los 33 días de 2008). Lo anterior ha llevado a un incremento en la selectividad (demostrado por un porcentaje menor de juveniles en la captura), mejoras en la calidad del pescado y una mayor participación de la harina de pescado con alto contenido de proteínas (*prime* y *superprime*) en el total de producción de harina de pescado.

Una nueva preocupación es que las cuotas individuales pueden haber creado incentivos adicionales para la subdeclaración de desembarcos. El sistema de vigilancia y control probablemente necesita reforzarse para abordar este problema. De lo contrario, se debilitarían los esfuerzos por evitar el agotamiento de recursos.

IMPACTOS EN EL EMPLEO

La flota industrial actualmente emplea a aproximadamente 18.000 pescadores durante alrededor de cuatro meses al año en dos temporadas de pesca (Aranda 2009). El Decreto Legislativo 1084 contempla una serie de medidas destinadas a evitar despidos masivos y no pagados de las tripulaciones durante los dos primeros años del nuevo régimen. Por lo tanto, aún es muy prematuro evaluar el impacto que ha tenido la medida en el empleo. Sin embargo, se espera que las reducciones de sobrecapacidad en los sectores de captura y procesamiento generen una reducción en el número total de empleos. Las cuotas de captura han llevado a una extensión significativa de la temporada de pesca. Lo anterior probablemente causará una reestructuración en el empleo del sector de la captura, con una disminución en el número total empleado durante el punto máximo

de la temporada, pero plazas de largo plazo más seguras para quienes se queden.

IMPACTOS EN EL RENDIMIENTO DE LAS INVERSIONES

Se espera que el rendimiento de las inversiones mejoren notablemente a causa de la disminución en la sobrecapacidad de los sectores de captura y de procesamiento (en el orden de 60%-80%). La reducción en los costos fijos (capacidad) se fomentó mediante cuotas que permitieron que la producción abarcara un período más extenso. Ese cambio en el marco temporal de producción permite bajar la inversión en embarcaciones y fábricas, las cuales pueden ser utilizadas más durante el año. En el sector de la captura, el mecanismo de cuotas permite el uso de menos embarcaciones para completar la cuota: el resultado es que las embarcaciones empleadas son más eficientes. A medida que baja la sobrecapacidad de flotas y las cuotas de captura se consolidan entre menos embarcaciones ahora más eficientes, el rendimiento de las inversiones de los propietarios de embarcaciones debería aumentar.

En el procesamiento, el efecto de las cuotas también será el de la consolidación del sector, bajando los costos fijos y elevando el rendimiento de las inversiones. Esto se logrará de dos formas: (1) extendiendo la producción por períodos más prolongados, de modo que los propietarios de instalaciones múltiples puedan emplear las más eficientes y eliminar el resto; y (2) mediante la competencia por materias primas. La introducción de cuotas de captura llevó a un cuantioso incremento en el precio de la anchoveta: un alza de casi 50% en 2009 con respecto a 2008, a pesar de la caída en más de un 25% de los precios de la harina de pescado. Con una cuota de captura garantizada, ahora los pescadores pueden programar sus viajes de captura para satisfacer la demanda, con lo cual se evita la tradicional saturación de inicio de temporada. Lo anterior ha aumentado el precio del pescado para los propietarios de embarcaciones, aunque no haya habido cambios en la oferta o la demanda en general (representadas por la TAC y por la capacidad de procesamiento instalada). En contraste, el precio de la harina de pescado se determina en los mercados globales que integran la oferta de harina de pescado del Perú, con una variedad de otros factores a considerar. Esta competencia en los precios de la materia prima implica una baja en las utilidades de los procesadores, en especial de los independientes (los cuales no están integrados verticalmente con las flotas), lo cual causa la salida de los procesadores menos eficientes, la reducción en la capacidad total de procesamiento y el aumento en el rendimiento

de las inversiones, dado que la TAC se reparte entre menos plantas que operan durante períodos más extensos.

IMPACTOS FISCALES

En la actualidad, el impacto fiscal de la introducción del sistema de cuotas de captura no ha sido documentados. Dado que se prevé un aumento sustancial en el rendimiento de las inversiones de los propietarios de embarcaciones, se podría recuperar una parte de este rendimiento mediante un incremento en los costos de las licencias, la imposición de otras medidas de recuperación, y mayores ingresos provenientes de los impuestos corporativos a la renta. Podría ser necesario invertir los ingresos adicionales en el sistema existente de vigilancia y control para que se adapte al nuevo sistema de captura por cuota.

EQUIDAD

El nuevo marco jurídico no ofrece incentivos adicionales para una disminución de la sobrecapacidad del sector de procesamiento. Este marco partía del supuesto de que la reducción de la capacidad de procesamiento ocurriría en forma controlada, como un subproducto del cambio en el régimen de captura. Hay una integración vertical considerable en la industria, lo cual implica que, para varios procesadores, los costos son compensados por los beneficios de su área de captura, pero las empresas con una baja relación entre flota y capacidad de procesamiento se encuentran en riesgo. La concentración de la industria ha aumentado y es probable que siga aumentando, ya que las empresas con una baja relación entre flota y planta son absorbidas por las más grandes o se tornan insolventes. La legislación no incluye medidas que alivien los costos sociales de este sector y los afectados pretenden derogarla. Esta problemática debe ser atendida. Una forma sería por medio del establecimiento de un fondo para cubrir los costos de la transición en el sector de procesamiento, a ser financiado por las plantas procesadoras que se benefician del mayor rendimiento de las inversiones. Este impacto resalta la necesidad de considerar los efectos mediatos de la reforma pesquera durante la transición hacia SEM. La oposición del sector procesador ha creado incertidumbre con respecto a la permanencia de la reforma y puede poner en riesgo algunos de los beneficios esperados —tales como la disminución de la capacidad de flota— hasta que la situación se resuelva.

RETOS

Una consecuencia significativa del cambio en el régimen de pesca, reforzada por el aumento de precio de la anchoveta, es el aumento sustancial de los incentivos para evadir la normativa y subdeclarar los desembarcos de pescado, con el fin de evitar el agotamiento de la cuota legal individual. Asimismo, la flota pesquera artesanal que legalmente no puede pescar para consumo humano indirecto, está pescando cada vez más anchovetas para la producción de harina de pescado. Lo anterior evidencia la necesidad de considerar probables impactos sobre las demás flotas pesqueras al pasar a un modelo SEM. El aumento de la pesca IUU es explicable por la aparente reducción en el factor de conversión de pescado a harina de pescado, debido, sin duda, al aumento de los desembarcos no declarados. Si este es el caso, esta situación pondría en riesgo el éxito del nuevo sistema de cuotas, generando un excedente de mercancías en la TAC que podría amenazar la sostenibilidad del sector pesquero. El beneficio esperado de un sistema de cuotas de captura debe basarse en sistemas de vigilancia y control eficaces. El sistema del Perú debe ser adaptado y fortalecido para manejar estos nuevos incentivos. El crecimiento previsto en el rendimiento de las inversiones dentro de la industria evidencia el potencial de financiar un sistema reforzado de vigilancia y control mediante la recuperación de costos.

Un cambio de política pendiente es catalizar la reducción de la sobrecapacidad hacia el sector de procesamiento, para generar un mayor rendimiento de inversión para los demás procesadores y disminuir los incentivos para la pesca IUU.

Este estudio de caso se ha enfocado en presentar los esfuerzos realizados para reducir la sobrecapacidad y eliminar la carrera por la captura en la pesca de la anchoveta peruana. Estas medidas no tratan directamente con los impactos de la pesca en el ecosistema ampliado, como por ejemplo la posible competencia entre el sector pesquero y los principales depredadores dependientes de la anchoveta, entre ellos los peces de nivel trófico superior, aves marinas y mamíferos marinos. Sin embargo, las reformas ofrecen una plataforma esencial por medio de la cual se pueden ejecutar intervenciones adecuadas, considerando que puede ser extremadamente complicado instaurar medidas de resguardo de los ecosistemas en sectores pesqueros caracterizados por la sobrecapacidad y la competencia excesiva.

Estudio de caso 3. El loco chileno (*Concholepas concholepas*), Chile¹

El loco chileno (*Concholepas concholepas*) es un gasterópodo bentónico que habita en la zona intermareal. La extracción artesanal de mariscos bentónicos ha desempeñado una función importante en el desarrollo socioeconómico de las comunidades costeras chilenas (Castilla y Defeo 2001). Durante las décadas de 1970 y 1980, el sector pesquero pasó de un enfoque de consumo nacional, con un promedio anual de desembarcos de 3.000 a 6.000 toneladas, a un enfoque de consumo internacional, en particular hacia los mercados asiáticos, con un rápido aumento en los desembarcos anuales hasta alcanzar un punto máximo de 24.800 toneladas en 1980. Esta transición creó una creciente presión sobre los recursos, la sobreexplotación fomentada por los aumentos de precios y, por último, el cierre del sector pesquero entre 1989 y 1992 (Castilla 1994). Este estudio de caso resume los beneficios económicos asociados con la transición de la pesca del loco, de una pesca de libre acceso a una pesca gestionada mediante el otorgamiento de derechos territoriales de uso a las empresas pesqueras (TURF) y la utilización de un modelo de gestión compartida.

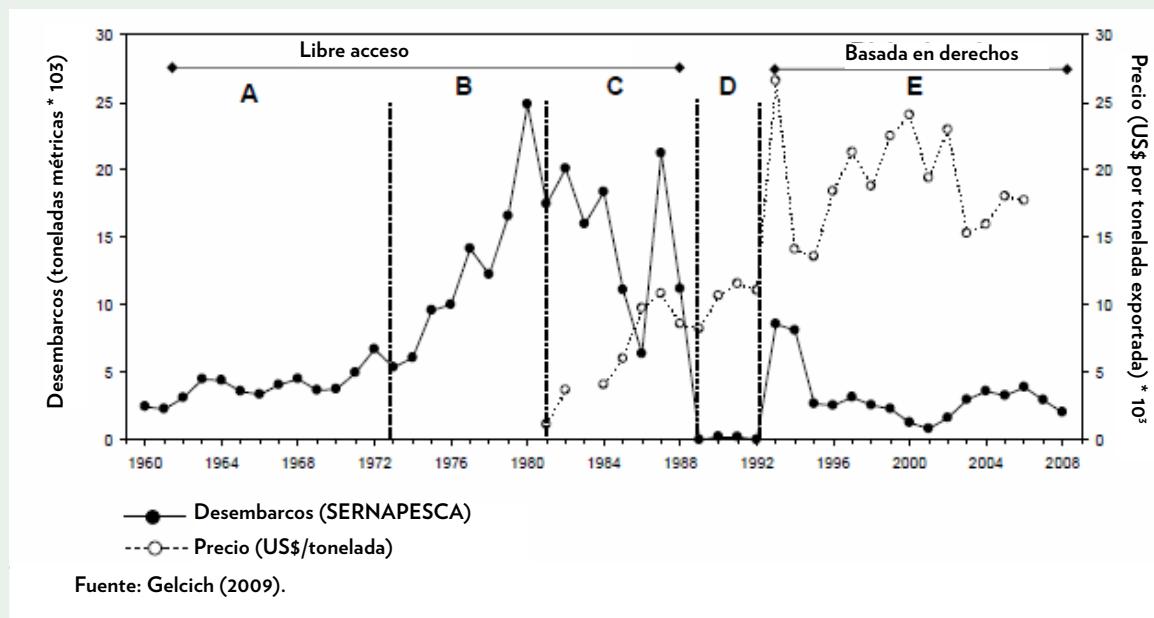
PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

El modelo BAU aplicado a la pesca del loco se caracterizaba por el libre acceso, la sobreexplotación a medida que subían los precios y un eventual colapso. El régimen de libre acceso permitió a los pescadores artesanales migrar por la costa en búsqueda de recursos viables, lo cual a menudo generaba conflictos entre lugareños y forasteros (Castilla y Gelicich 2008). En la figura 7.17 se grafica la evolución de este sector pesquero.

GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS ECOSISTEMAS

La Ley General de Pesca y Acuicultura de 1991 permitió la creación de Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB). Las asociaciones de pesca artesanal inscritas se adjudicarían los derechos intransferibles de uso exclusivo de los recursos bentónicos dentro de un área de hasta cinco millas náuticas desde la costa. La ley también imponía una moratoria a los nuevos actores pesqueros y limitaba a los pescadores artesanales a trabajar en su área de residencia. La captura del loco está limitada a las áreas administradas bajo AMERB (Castilla y Gelicich 2008). El nuevo régimen de gestión reorientó los incentivos para lograr transitar hacia una gestión sostenible.

Figura 7.17. Desembarcos y exportaciones del loco (1960-2008)



¹ Autor del estudio de caso: Sebastián Villasante, Universidad de Santiago de Compostela y Beijer Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, sebastian.villasante@usc.es, quien tiene el estudio completo.

Los beneficios de una gestión responsable trascienden al loco y abarcan a otras especies gestionadas por las AMERB (Defeo y Castilla 2005). En 2005, había 547 AMERB establecidas en Chile, 301 de las cuales contaban con planes de gestión aprobados y plenamente operativos (Defeo y Castilla 2005).

Las AMERB se basan en el principio de la gestión compartida de recursos. Las cuotas de captura se fijan sobre la base de evaluaciones científicas y de planes de captura elaborados con la cooperación de pescadores, científicos y autoridades administrativas (Castilla y Gelcich 2008). Han surgido preocupaciones con respecto a los efectos ecológicos que tiene la captura de invertebrados en la estructura y diversidad de las comunidades intermareales e inframareales del litoral (Leiva y Castilla 2002). Aunque el énfasis de la gestión compartida radica en la gestión sostenible de los recursos deseados, el conocimiento ecológico adquirido durante el manejo experimental de las AMERB ha sido insumo importante para las estrategias de gestión (Defeo y Castilla 2005).

Rendimiento

Durante la fase de las AMERB, entre 1993 y 2005, los desembarcos fluctuaron entre 2.000 y 5.000 toneladas, niveles similares a los de la fase previa a la exportación y colapso,

los cuales se consideran sostenibles (Castilla *et al.* 2007). Se descubrió que las densidades poblacionales en las AMERB eran superiores a las de áreas vecinas de libre acceso y que el esfuerzo de captura por unidad de especie había pasado de 15-143 a 280-540 individuos al día. Además, el tamaño de los individuos creció de 103-108 cm durante el período de libre acceso a 110-117 cm durante la gestión compartida (Defeo y Castilla 2005).

Impactos fiscales

Algunos de los costos de transición hacia el nuevo régimen de gestión han sido absorbidos por las asociaciones de pesca. En particular, estas asociaciones deben cubrir los costos de los estudios base para determinar la TAC y los planes de manejo; y son las asociaciones quienes pagan a consultores externos para que efectúen las evaluaciones anuales de reservas. También pagan un arancel anual al gobierno a cambio de derechos sobre ciertas áreas de gestión (Castilla y Gelcich 2008). Las AMERB han impulsado la participación activa de los pescadores en la vigilancia y el control al interior de cada asociación y han provocado una disminución en la pesca ilegal, lo cual atenúa los costos (Castilla y Fernández 1998; Defeo y Castilla 2005).

7.7 BENEFICIOS ECONÓMICOS NETOS DE SEM

"Por medio de incentivos económicos eficaces, la pesca sostenible puede crear un excedente económico, convertirse en factor determinante del crecimiento económico y base para la generación de oportunidades de sustento, en lugar de ser una carga para la economía global".

(Banco Mundial 2009)

En algunos sectores pesqueros, los beneficios económicos netos de SEM son evidentes y los costos de transición son relativamente bajos, pero en otros, los beneficios son menos claros o los costos son elevados. La prioridad asignada a las actividades pesqueras que se hallan en transición hacia SEM dependerá de la importancia de los impactos económicos y ambientales esperados.

Rendimiento

El agotamiento y colapso de los recursos pesqueros pueden causar altos costos por pérdida de rendimientos, al igual que impactos en el empleo y en otros indicadores. SEM aspira a evitar estos costos mediante la inversión en el mantenimiento o re establecimiento del capital natural y en la reorientación de la gestión pesquera hacia MEY. En el caso del sector pesquero actualmente administrado para ZMS, los beneficios económicos netos aumentarán según MEY, incluso con rendimientos levemente inferiores. Mantener la reserva de biomasa en el nivel elevado que se asocia con MEY también puede promover una estabilidad mayor con respecto a la biomasa y los rendimientos (Worm *et al.* 2009). En este contexto, es probable que los costos de SEM sean menores a los costos de la sobre pesca crónica y al riesgo de un colapso seguido por un extenso e incierto período de recuperación.

Al cambiar a SEM, los sectores pesqueros caracterizados por un agotamiento drástico de los recursos experimentarán una reducción temporal en los rendimientos (y en otros indicadores económicos), pero la recuperación exitosa generará un nivel

de producción mayor a largo plazo. Los planes alternativos de recuperación (tales como el cese total de capturas en un marco temporal más breve frente a la reducción de actividades de pesca en un marco temporal más prolongado) pueden ser evaluados según su relación de costo-efectividad bajo diferentes tasas de descuento. Los estudios de casos del loco chileno y del pirarucú brasileño ofrecen pruebas claras del potencial que tiene SEM de mejorar los rendimientos. En todos los casos, el enfoque BAU generó el colapso y cierre de la actividad pesquera. SEM ha permitido que ambos recursos estén nuevamente disponibles y con rendimientos anuales que se consideran sostenibles (Castilla et al. 2007; Viana et al. 2007).

Empleo

Tal como sucede con la producción, la reestructuración del sistema de pesca para crear un sistema más eficiente económicamente hablando puede requerir una reducción inicial del empleo, ya que la sobrecapacidad (incluida la capacidad de mano de obra) es un factor importante de la ineficiencia en el sector. Los efectos específicos sobre el empleo dependerán de las problemáticas que se deban resolver. Por ejemplo, la eliminación de la carrera por la captura puede generar una reestructuración del empleo que se adapte a la necesidad de un menor nivel de recursos humanos durante una temporada de pesca más extensa. En Perú, la creación de cuotas de captura prolongó la duración de la primera temporada de pesca en 2009, con 102 días en comparación con los 33 días de 2008. La transición ha sido amortiguada con medidas temporales para evitar altos índices de desempleo, financiadas con las ganancias en los ingresos del sector. Enfrentar los casos de sobrepesca crónica puede llevar a un aumento en el empleo, en ocasiones dentro de períodos relativamente cortos. En el Amazonas brasileño, el modelo BAU causó el cierre de la pesca del pirarucú. SEM ha causado un incremento de 75% en el número de pescadores empleados (entre 1999 y 2005; Viana et al. 2007). En general, se percibió que las prácticas SEM generaban oportunidades de empleo más duraderas que las generadas con el modelo BAU.

Es probable que los costos de transición sean inferiores en regiones donde la economía local está creciendo y ya hay oportunidades de empleo alternativo disponibles. La disminución del empleo directo del sector de captura puede ser compensada por la generación de empleos adicionales en el sector procesador, si la inversión en formas de procesamiento posterior a la captura con valor agregado es parte de los pasos que conducen a SEM o en otras industrias que se benefician de SEM (como el turismo u otras actividades recreativas). Este tipo de ajustes podría crear una base de empleo más diversificada y reducir la vulnerabilidad total.

Rendimiento de las inversiones

SEM reorienta los objetivos de gestión pesquera hacia la maximización de los beneficios económicos netos. Con BAU, el agotamiento de recursos, la sobrecapacidad pesquera, las subvenciones inapropiadas y la carrera por la captura crean sectores pesqueros inefficientes desde una perspectiva económica. Con SEM, la recuperación de las reservas de peces, la reducción en la capacidad de pesca a niveles que igualen la productividad del recurso, la reorientación de los subsidios y (cuando sea posible) la eliminación de la carrera por la captura contribuyen en conjunto a aumentar el rendimiento en el largo plazo. En el largo plazo, la pesca SEM también reducirá los esfuerzos de pesca, aumentará los esfuerzos de captura por unidad de especie y mejorará su eficiencia económica.

El análisis de escenarios de pesca de la merluza argentina indica que un aumento en el rendimiento económico es factible mediante una disminución en el esfuerzo de captura y en la captura de juveniles. El estudio de casos de la anchoveta peruana muestra cómo el aumento del rendimiento de las inversiones puede obtenerse eliminando la carrera por la captura. En este segundo ejemplo, el mecanismo utilizado, una reducción potencial de los costos fijos mediante un descenso en la sobrecapacidad (estimada entre 60% y 80%), tanto en el sector de captura como en el de procesamiento, actúa de dos formas: directamente, en el caso del componente de captura e indirectamente para los procesadores. La dinámica de este último se ve reflejada en un abrupto aumento del precio de la anchoveta ofrecida a los propietarios de embarcaciones independientes, lo cual implica una reducción en la rentabilidad para los procesadores independientes, eliminándose el exceso de capacidad de procesamiento.

Impactos fiscales

SEM prioriza el aumento de la inversión en ciencia y capacidad de gestión (incluidos vigilancia y control). Al mismo tiempo, SEM con frecuencia implica una disminución de las subvenciones inapropiadas, lo que libera fondos que podrían ser invertidos en la gestión pesquera. Además, la transición del sector pesquero hacia MEY produce un aumento en el rendimiento de las inversiones en la pesca, ofrece nuevas oportunidades de recuperación de costos y mejora la base tributaria. Los estudios de casos sobre la pesca de la anchoveta peruana y el loco chileno brindan ejemplos de un aumento en la recuperación de costos públicos con SEM. (Véanse esos estudios de casos y la sección 3.4 sobre el financiamiento de SEM).

Es probable que los beneficios económicos netos de SEM sean superiores cuando las subvenciones del modelo BAU representan

un costo fiscal sustancial y cuando los costos adicionales de gestión y control son compensados por las mejoras en los rendimientos y por una disminución de la pesca IUU. Estos últimos dos factores aumentan los ingresos comerciales gravables.

Equidad

Es difícil generalizar sobre los impactos de una transición hacia SEM sobre la equidad. Es probable que en el corto plazo los cambios de gestión creen ganadores y perdedores. Una transición exitosa puede depender del hallazgo de formas para limitar las dificultades económicas durante la transición y mitigar los costos de quienes pierden. El estudio de caso sobre la anchoveta peruana ofrece pistas sobre la compleja problemática de la equidad en la transición a SEM.

La pesca puede ser una fuente esencial de seguridad alimentaria, empleo e ingresos. Puede proveer una red de seguridad crítica para los más vulnerables. La explotación de la base de recursos puede ser una estrategia de corto plazo eficaz para que los particulares (y los países) salgan de la pobreza, pero el uso sostenible de recursos es condición necesaria para que la pesca aporte a la reducción de la pobreza en el largo plazo (FAO 2007). Los pobres son desproporcionadamente vulnerables al agotamiento y colapso de los recursos pesqueros, porque carecen de alternativas económicas. Por lo tanto, los pobres se pueden beneficiar de una mayor seguridad en los sustentos pesqueros asociados con el modelo SEM. Al desarrollar estrategias SEM, se deben considerar las implicaciones de distribución de las alternativas de gestión pesquera, en particular, los cambios en los derechos de acceso. (El recuadro 7.5 contiene las opciones de gestión pesquera a favor de los pobres).

miento global, en tanto otros postulan que una mayor elevación de aguas profundas en el sistema de la corriente de Humboldt podría moderar a El Niño (Bakun y Weeks 2008).

Por lo tanto, la dirección y la escala de los impactos del cambio climático en las reservas de peces y en actividades pesqueras específicas son inciertas (Allison *et al.* 2009). Las fluctuaciones climáticas de largo plazo y la variabilidad climática de corto plazo claramente afectan las reservas de peces y los ecosistemas (Cushing 1982; Peterson *et al.* 2002). Con el calentamiento global, es probable que la productividad disminuya en la mayoría de las aguas tropicales y subtropicales, y que aumente en las altas latitudes (FAO 2009). Los cambios en la circulación de los océanos pueden interrumpir los patrones de reproducción, migración y conectividad, al igual que las relaciones de las comunidades y los ecosistemas (IPCC 1998). Las observaciones empíricas demuestran que las especies marinas responden a las variaciones ambientales mediante una modificación en su distribución latitudinal y profundidad (Dulvy *et al.* 2008). Se prevén cambios locales en la mezcla de producción y especies. La acidificación de los océanos afectará los corales calcáreos, los mariscos y la pesca basada en arrecifes, donde crustáceos y moluscos son especialmente vulnerables (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Guinotte *et al.* 2008). Es probable que las especies con grandes poblaciones, altos índices reproductivos, plazos breves de generación y elevada flexibilidad ecológica se adapten con más rapidez (Ferrière *et al.* 2004). Los efectos de la pesca interactuarán con los efectos del cambio climático, ya que la captura disminuye el tamaño de las reservas, lo que reduce a su vez su capacidad de adaptación. Un disminución en la mortalidad de los peces de sectores pesqueros sobreexplotados es una de las principales formas de reducir los impactos del cambio climático (Brander 2007).

A escala nacional, la vulnerabilidad y adaptabilidad de las economías nacionales ante el cambio climático depende de la importancia económica del sector pesquero, la dinámica económica de las flotas y comunidades pesqueras y su capacidad de adaptación. Un reciente estudio global identificó a las economías de Perú y Colombia como altamente vulnerables ante los impactos del cambio climático en la pesca (Allison *et al.* 2009). Un estudio del Banco Central de Chile (Medel 2009) enfatizó los potenciales impactos negativos de una mayor variabilidad en la biomasa de reservas de peces asociada con el cambio climático, en especial si los ritmos del cambio ecológico son más rápidos que las tasas de conversión de capital o son impredecibles. La gestión pesquera tendrá que adaptarse y ser capaz de responder con rapidez ante los cambios en la base de recursos (Allison *et al.* 2009). La parte 3 describe el resto del análisis sobre los sistemas de gestión adaptables y reactivos.

7.8 CAMBIO CLIMÁTICO: RETO CLARO, CONSECUENCIAS INCERTAS

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático proyecta que la temperatura global de la Tierra aumentará entre 1,1 C° y 6,4 C° antes del año 2100 (IPCC 2007a). Existe una gran variedad de proyecciones de los cambios de temperatura en las aguas de la superficie del océano (Nicholls *et al.* 2007). Los modelos globales océano-atmósfericos que pronostican cambios oceanográficos son demasiado amplios como para predecir los impactos en ecosistemas acuáticos o reservas de peces específicos. El desarrollo de modelos regionales a escalas relevantes para la gestión pesquera es un área de investigación activa, pero aún persiste mucha incertidumbre. Por ejemplo, diversos autores han pronosticado que los eventos de El Niño se pueden presentar con más frecuencia e intensidad en un contexto de calenta-

PARTE 3–Conclusiones y recomendaciones: Transición hacia SEM

A continuación se presentan las principales conclusiones de este capítulo:

- Es probable que exista un mayor crecimiento económico en el sector pesquero de ALC mediante la recuperación de recursos agotados, el re establecimiento de hábitats y SE esenciales para los peces y el mejoramiento de la eficiencia económica. Lo anterior implica continuar y ampliar la transición hacia SEM.
- El modelo de pesca BAU provoca pérdidas económicas debido al agotamiento de reservas, el daño de hábitats y la degradación de SE. En algunos casos, se podrían capturar los mismos niveles de producción o incluso superiores, pero con menos esfuerzo, con lo cual se liberarían recursos de capital o de otro tipo y se aumentarían el rendimiento de las inversiones.
- El enfoque SEM en la pesca resuelve estos problemas mediante una gestión responsable de una o varias especies. En particular, SEM disminuye la sobre pesca y la sobrecapacidad, reduce las subvenciones nocivas, realinea incentivos y resguarda los SE y los hábitats esenciales para los peces. Por lo tanto, la aplicación de modelos SEM en el sector pesquero mejora el aporte económico de la pesca mediante la provisión de alimentos, empleo e ingresos en forma duradera.

La principal recomendación es fomentar la transición hacia SEM, para lo cual el sector pesquero deberá adoptar varias medidas:

- 1) Crear un marco legislativo y de política que propicien SEM.
- 2) Propiciar la participación de las partes interesadas para garantizar aceptación y transparencia.
- 3) Crear estrategias de manejo reactivas basadas en el mejor conocimiento científico disponible, una gestión adaptable y un enfoque preventivo.
- 4) Implementar eficazmente una combinación de incentivos que alineen los intereses privados con los objetivos de las políticas, los controles normativos y una fiscalización eficaz.
- 5) Crear instituciones estables y bien administradas con financiamiento seguro y suficiente.

En las siguientes secciones se profundizarán estas recomendaciones con miras a la formulación de políticas y herramientas específicas que faciliten una transición a SEM. La gestión responsable de operaciones pesqueras de una o varias especies forma parte integral de SEM y un primer paso necesario para alcanzar metas más amplias. Si los sistemas son inadecuados para manejar actividades pesqueras de una especie, entonces los mismos no podrán manejar las demandas de una gestión de ecosistemas. Se puede priorizar la transición a SEM en la pesca de ciertas especies con base en los beneficios económicos y ambientales esperados. En general, las transiciones exitosas son incrementales.



7.9 DESARROLLO DE ESTRATEGIAS DE GESTIÓN PARA SEM

Las siguientes secciones establecen un marco para la elaboración de sistemas de manejo pesquero que permitan y estimulen una gestión en armonía con el modelo SEM.

Metas y objetivos de la gestión pesquera

El propósito de esta sección no es definir los objetivos apropiados para casos específicos, sino explorar enfoques que permitan lograr fines económicos y ecológicos mediante la optimización de la eficiencia económica, brindando protección contra las curvas de retroalimentación negativa y protegiendo la biodiversidad acuática y los ecosistemas. Muchas operaciones pesqueras bien gestionadas son biológicamente sostenibles y económicamente rentables (Hilborn *et al.* 2005).

Las metas de una gestión pesquera han evolucionado y se han expandido, pasando de maximizar rendimientos y empleo, a optimizar la eficiencia económica y la reducción de los impactos en el ecosistema. En forma tradicional, las metas biológicas consideran el rendimiento sostenible máximo (ZMS) y, más recientemente, la protección de especies y ecosistemas no buscados. Por lo general, las metas económicas se concentran en la maximización del rendimiento de las inversiones. Entre las metas sociales se contemplan el empleo, la distribución del ingreso, la producción alimenticia y el mantenimiento del sustento. Las metas económicas

y ecológicas pueden ser compatibles considerando que ambas se alcanzan con índices de explotación inferiores a ZMS (Grafton et al. 2006; Hilborn 2007).

Las distintas partes interesadas —pescadores industriales, artesanales y recreativos— tendrán objetivos dispares (Hilborn 2007) y una percepción diferente acerca de la condición de los ecosistemas, según sea el valor que le atribuyen a los distintos servicios y productos. Una meta intermedia crucial consiste en disminuir la presión que ejercen los pescadores por mantener altos índices de captura, incluso a riesgo de agotar los recursos y degradar los SE. Lo anterior implica asegurar que las partes interesadas tengan interés en la productividad a largo plazo, así como implementar medidas que satisfagan las necesidades de vigilancia y control, capacidad administrativa, investigación y financiamiento.

Se deben fijar metas generales de gestión pesquera como parte de la legislación nacional (FAO 2007). En Argentina, por ejemplo, la Ley Federal de Pesca pretende maximizar el valor de la pesca, maximizar la contratación de mano de obra argentina y ofrecer incentivos para la conservación de los recursos pesqueros en el largo plazo. La legislación debería asimismo brindar orientación con respecto a las prioridades. La elaboración de una estrategia precisará de compensaciones y si la ley no es clara al respecto, estas serán determinadas por los responsables de la toma de decisiones. Las estrategias se deben traducir en objetivos operacionales, como evitar el agotamiento de recursos, recuperar recursos pesqueros, disminuir la sobrecapacidad, realinear los incentivos, controlar la pesca IUU y limitar el descarte, la captura accesoria, los desechos y el daño de hábitats.

También se deben definir indicadores de desempeño para controlar los avances. Si los administradores pesqueros van a adoptar las prácticas SEM, entonces es necesario que esta práctica profesional se refleje en sus marcos de desempeño. No se puede esperar que un administrador pesquero cuyo desempeño solo será evaluado según ZMS y cifras de empleo invierta los escasos recursos existentes en una gestión ecosistémica más amplio.

Priorización de sectores pesqueros

Una transición exitosa hacia SEM en la pesca por lo general ocurre en varias etapas, sector por sector. La transición incremental puede ser eficaz si hay escasez de recursos y capacidad. Este tipo de transición permite que las lecciones aprendidas en rondas previas se apliquen en la siguiente. A medida que se agreguen nuevas operaciones, resulta esencial garantizar la unidad de los objetivos y las estrategias, considerando las interacciones que hay entre las reservas y los impactos acumulativos en la biodiversidad y los SE.

La salud económica, el impacto ecosistémico, la disponibilidad de datos y la capacidad institucional pueden ser una base para priorizar los distintos sectores de la pesca en la transición hacia SEM. El estudio “Sunken Billions” del Banco Mundial/FAO (Banco Mundial 2009) recomienda que los países verifiquen la salud económica de sus operaciones pesqueras. También se debe tomar en cuenta la información sobre los efectos ecosistémicos de la pesca al momento de definir las prioridades de transición hacia SEM. Smith et al. (2007) define un enfoque cualitativo en la evaluación de riesgos ecológicos. Las operaciones pesqueras con impactos potencialmente desastrosos deberían recibir una alta prioridad en la transición a SEM. Un factor esencial para el éxito será priorizar sectores pesqueros en los cuales las ganancias claramente superen los costos y se puede conformar el apoyo electoral necesario para las reformas.

Desarrollo de estrategias

La gestión pesquera responsable se debilita con el efecto de trinquete, que lleva al fracaso de la estrategia. Los administradores del sector pesquero a menudo enfrentan presiones considerables para aumentar los índices de captura si la productividad es alta,

Legislación que propicie el SEM

Muchos países de ALC ya cuentan con sólidos marcos jurídicos que crean un ambiente propicio para el SEM (Pitcher et al. 2009). Sin embargo, en algunos casos, se necesitan cambios legislativos de alto nivel para apoyar y estimular el avance hacia SEM. Una legislación que propicie SEM debería:

- 1) Establecer las metas de la gestión pesquera (por ejemplo, mejorar el rendimiento económico, evitar daños irreversibles en el sistema).
- 2) Proveer orientación con respecto a la conversión de las metas pesqueras a objetivos cuantitativos de gestión (por ejemplo, si la gestión pesquera se debe orientar hacia ZMS, MEY o alguna otra medida).
- 3) Incorporar los principios del Código de Conducta para la Pesca Responsable y otros instrumentos relevantes.
- 4) Requerir que las autoridades den prioridad a las operaciones pesqueras que no cumplen con esas metas (por ejemplo, actividades económicamente inefficientes o que han tenido impactos ecosistémicos negativos) y elaborar estrategias y planes de gestión eficaces.

- 5) Requerir que las autoridades administrativas adopten acciones para proteger especies amenazadas, identificar y resguardar el hábitat de los peces y minimizar la captura accesoria y el daño al hábitat.
- 6) Requerir un enfoque preventivo: sistemas de manejo que se mueven en forma conservadora y que responden y se adaptan a los cambios de la base de recursos.
- 7) Clarificar los mandatos y las jurisdicciones institucionales y establecer responsabilidades y normas de responsabilidad, con niveles apropiados y escalas espaciales de toma de decisiones.
- 8) Establecer estándares altos de participación de las partes interesadas, supervisión y transparencia.
- 9) Requerir a otros organismos que consulten con las autoridades pesqueras en el caso de actividades que impacten la productividad, los hábitats críticos para los peces y los SE esenciales.
- 10) Definir derechos de acceso y proporcionar la base jurídica de los esquemas de acceso privilegiado (por ejemplo, cuotas de participación) y de gestión compartida, si corresponde.
- 11) Establecer financiamiento suficiente y seguro para las actividades de gestión pesquera de organismos públicos, incluyendo entre otras la evaluación de reservas, el control e investigación sobre recursos y la gestión ecosistémica. La generación y retención de ganancias mediante el pago de licencias y otros mecanismos de recuperación de costos podrían requerir apoyo legislativo.
- 12) Garantizar que las autoridades pesqueras tengan la autoridad y los recursos suficientes para que la vigilancia y el control sean eficaces. Fortalecer las medidas de control de la pesca IUU, tales como procedimientos procesales mejorados y sanciones más estrictas. Otorgar fuerza legal al cumplimiento del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO aportaría una base jurídica internacional para la imposición de sanciones económicas y de otro tipo destinadas a desincentivar las capturas ilegales (Agnew *et al.* 2009) y para respaldar la cooperación entre países y organizaciones.

Adicionalmente, podría ser útil fijar estándares y procedimientos a nivel regulatorio para el proceso de elaboración de estrategias, formulación de planes de gestión, participación de partes interesadas y desarrollo de medidas de responsabilidad y transparencia.

pero también para mantenerlos cuando la productividad está en descenso (Ludwig *et al.* 1993). Un paso esencial en la gestión pesquera responsable consiste en establecer un proceso de elaboración de estrategias que permita y promueva la fijación de controles adecuados por parte de los administradores del sector, a pesar de esta presión (Botsford *et al.* 1997). Una vez definida la estrategia, es importante fijar metas cuantitativas, límites y un marco temporal para los resultados operacionales.

ZMS no se considera ya como una meta apropiada (Punt y Smith 2001). En la mayoría de las reservas de peces, la producción es similar dentro de un rango de tamaños de reserva cercanos al punto ZMS, pero con consecuencias muy distintas. Un nivel de reserva inferior aumenta de manera considerable el riesgo de colapso, sin incrementos sustanciales en los rendimientos de largo plazo. Con frecuencia se favorecen mayores tamaños de reservas, porque las producciones son apenas inferiores, en tanto que el desempeño económico pesquero suele ser mejor. Con niveles de reservas superiores, puede aumentar el esfuerzo de captura por unidad de especie, lo cual baja los costos de captura y aumenta las utilidades (Hilborn *et al.* 2003; Worm *et al.* 2009). Una mayor reserva también ofrece un margen de resguardo ante una variación ambiental y mitiga los impactos en el ecosistema. De este modo, se pueden fijar metas a niveles de biomasa que sustenten MEY o superiores, considerando la función ecológica de los recursos capturados.

Las reglas preestablecidas basadas en una combinación de metas y límites pueden permitir que las autoridades pesqueras se opongan a la presión de fijar índices inapropiados de captura para recursos agotados. Las reglas de control de captura, como la mortalidad constante del recurso pequeño y la fuga constante, constituyen ejemplos de estrategias que apuntan a lograr los objetivos de gestión del sector pesquero. Estas simples reglas se pueden preestablecer y se pueden aplicar de manera semiautomática. Una vez acordadas, las reglas de decisión pueden disminuir los conflictos con respecto a las cuotas anuales y evitar la tardanza de las acciones destinadas a recuperar las reservas agotadas (Beddington *et al.* 2007). Dada la incertidumbre inherente a la gestión pesquera, el enfoque preventivo implica un diseño responsable de gestión pesquera que responda con eficacia a cambios en los recursos (Hilborn y Walters 1992). Se pueden crear reglas de control de captura para alcanzar esto “automáticamente” mediante el reajuste de la TAC según los cambios de la biomasa.

Por ejemplo, la pesca de la anchoveta peruana actualmente se administra mediante una regla de control de captura con fuga constante: la operación se cierra cuando se estima que la biomasa de desove ha disminuido a niveles que hacen necesaria una reposición adecuada para la siguiente temporada (Fréon *et al.* 2008).

Cada temporada, se fija la TAC mediante la aplicación de la regla de control de captura con cálculos de la biomasa de la reserva actual. Si no existen datos específicos disponibles sobre un recurso, se pueden emplear reglas generales para establecer los límites. Por ejemplo, se pueden disminuir los esfuerzos de captura de manera automática si la biomasa desciende a niveles inferiores a ZMS o MEY o se puede establecer una moratoria si la biomasa desciende a niveles que probablemente impliquen riesgos graves de repoblación insuficiente o un posible colapso de las reservas (Hilborn *et al.* 2003).

Se puede emplear el análisis de decisiones para evaluar los posibles resultados de las distintas reglas sobre decisiones y otras estrategias administrativas (Seijo 2007). Si existe incertidumbre significativa con respecto al estado de un recurso o si es probable que otros factores influyan en los resultados, el análisis de decisiones define los ‘estados’ alternativos (por ejemplo, control o falta de control de la captura IUU) mediante la asignación de probabilidades relativas para cada estado posible (por ejemplo, 50:50). Se identifican reglas sobre decisiones o estrategias de gestión posibles, y se predicen los resultados de cada estado propuesto. Desde luego, este análisis puede considerar resultados relacionados con los objetivos de SEM, como los impactos en los hábitat y SE esenciales para los peces. Los resultados ofrecen orientación sobre los resultados esperados con las diferentes estrategias (véase el recuadro 7.4). Con mucha frecuencia, el análisis de decisiones se aplica a la pesca de especies individuales o múltiples, pero también se puede aplicar a ecosistemas completos (Smith *et al.* 2007), en especial, si se utilizan enfoques más cualitativos.

La gestión de los recursos pesqueros requiere un conocimiento sobre el estado de las reservas explotadas (Beddington *et al.* 2007; Seijo 2007). La inversión en evaluaciones de reservas y estudios independientes es elemental para llevar un seguimiento del estado de las reservas, fijar metas y límites con bases empíricas y efectuar una gestión adaptable del recurso. Las evaluaciones del estado actual de las reservas pueden consolidar los esfuerzos de las autoridades pesqueras de fijar índices de captura adecuados y promover el apoyo de los actores. Es mucho más difícil que las autoridades limiten los índices de captura cuando hay un conocimiento insuficiente sobre el estado de las reservas (Botsford *et al.* 1997). En la medida de lo posible, los pescadores deberían participar en las investigaciones pesqueras. Según el enfoque preventivo, se debe tener mucho cuidado en la gestión pesquera en casos de contar con información incierta. Lo anterior da a los pescadores un incentivo para disminuir la incertidumbre mediante la inversión en investigaciones. Se deben controlar los efectos de la gestión en las reservas y se deben cambiar las estrategias según sea apropiado. Idealmente, lo anterior implicaría un proceso de gestión activa adaptable (por ejemplo, Sainsbury 1991), pero para muchas operaciones pesqueras sin estructura espacial, una gestión experimental no resulta

viable. Alternativamente, se pueden probar estrategias mediante simulaciones digitales como parte de una evaluación de estrategias de gestión, siendo esta una forma de análisis de decisiones (Smith *et al.* 1999).

Desarrollo de planes de manejo: Claridad, aceptación y responsabilidad

Un componente importante de la gestión pesquera exitosa es un plan de manejo adoptado formalmente con reglas preestablecidas para la toma las decisiones sobre cómo proceder bajo distintas circunstancias (Beddington *et al.* 2007). La mayoría de los planes de manejo aspiran a lo siguiente:

- Establecimiento de objetivos de operación, indicadores de desempeño, metas y límites.
- Especificación de las reglas de decisión o estrategias de manejo (por ejemplo, índice de captura constante).
- Establecimiento de herramientas (por ejemplo, cuotas, restricción en los equipos, incentivos para la disminución de la captura accesoria) que se utilizarán para ejecutar la estrategia.
- Proveer información específica por recurso sobre los derechos y las responsabilidades de los usuarios y sobre los instrumentos de asignación.
- Establecimiento de un plan de control e investigación y de un proceso de evaluación y gestión adaptable.
- A proveer información específica por recurso sobre los mecanismos de fiscalización.

Es probable que la participación eficaz de los actores en el desarrollo de los objetivos de operación y en la evaluación de las estrategias de manejo alternativas sean importantes para el éxito de las mismas. Es más probable que los sistemas de gestión que excluyen a los pescadores omitan opciones prácticas y encuentren resistencia al cambio, en relación con aquellos que los incluyen de manera activa (Hilborn *et al.* 2003). En la medida de lo posible, los actores deberían tener intereses de largo plazo con respecto al recurso pesquero. En SEM, es importante que todos los afectados por la captura tengan voz, incluidos aquellos que son ajenos a la actividad pesquera. Es necesario definir el proceso de identificación de todas las partes interesadas y facilitar su participación previo a la elaboración de estrategias.

Orensanz *et al.* (2005) describen la participación de las federaciones de pescadores artesanales de dos regiones en la creación de un plan quinquenal para la gestión de la pesca del erizo de mar (*Loxechinus albus*) en el sur de Chile. Se realizaron entrevistas formales con diversas partes interesadas para

Recuadro 7.4. Análisis de decisiones

Anda-Montañez *et al.* (2010) estudiaron recientemente distintas estrategias de manejo de la sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*) en México. Para eliminar la incertidumbre ambiental, definieron cuatro ‘estados de naturaleza’ de acuerdo con las múltiples variantes del índice ENOS: prevalencia de condiciones ‘normales’, prevalencia de condiciones tipo El Niño, prevalencia de condiciones tipo La Niña; y condiciones entre normal, El Niño, La Niña y normal, nuevamente. Adicionalmente, establecieron las probabilidades de que cada uno de estos estados ocurra. Luego exploraron cinco estrategias de manejo diferentes: Libre acceso, esfuerzo determinado según MEY, captura determinada según ZMS, esfuerzo constante (niveles 2004) y captura constante (niveles 2001). Evaluaron el desempeño pesquero mediante cada una de las estrategias y cada estado de la naturaleza, con el Valor Actual Neto (tasa de descuento = 4%) como el de cuadro. El siguiente cuadro resume los resultados.

Estrategia	ESTADO 1: NORMAL	ESTADO 2: EL NIÑO	ESTADO 3: LA NIÑA	ESTADO 4: CICLO	VALOR ESPERADO	VARIACIÓN
	P1=0,36	P2=0,18	P3=0,18	P4=0,28		
Libre acceso	246.608	35.612	451.107	194.891	230.958	160E+10
MEY	222.709	113.896	368.655	190.902	220.487	624E+09
ZMS	95.507	-9.650	78.179	83.492	70.096	143E+09
esfuerzo constante	235.841	113.434	399.223	199.104	232.930	787E+09
captura constante	26.437	-44.347	21.488	22.997	11.842	696E+08

Los resultados de este análisis indican que un responsable de la toma de decisiones con una orientación neutra frente al riesgo (es decir, que busque maximizar el valor esperado y que no se preocupe de la varianza) escogería la estrategia del esfuerzo constante. (Los científicos pesqueros pueden elaborar y presentar dichos análisis, pero las decisiones siguen siendo responsabilidad de los responsables de la toma de decisiones).

Un estudio de Hasenclever *et al.* (2002) demuestra la utilidad potencial del análisis de decisiones, incluso en un contexto de datos insuficientes. El análisis se aplicó al pacu de agua dulce (*Piaractus mesopotamicus*), una de las especies con captura más intensiva en el Pantanal de Brasil. Representa alrededor del 40% de la captura comercial y es capturada por casi 80% de los turistas de la región. Los desembarcos han disminuido en alrededor de 18% al año con una gestión BAU. Este estudio se centró en el cálculo del valor económico de las especies y la pérdida de valores futuros en caso de desaparición. Se empleó el análisis de decisiones para evaluar las posibles estrategias de manejo. El valor de la pesca comercial se calculó multiplicando los desembarcos anuales promedio por pescador por el número de pescadores inscritos. En la pesca recreativa, se calculó el valor neto de cada visita sobre la base de los datos de los estudios, considerando los efectos indirectos de toda la industria del turismo. El estudio utilizó esto para comparar el valor obtenido por medio de una gestión BAU con el de una gestión sostenible. A falta de datos con respecto a los rendimientos sostenibles máximos del pacu, se consideraron dos ‘estados’ alternativos: El ZMS se alcanza al 50% de los índices de captura actuales y el MSY se logra al 75% de los índices de captura actuales. En el cuadro se presenta el valor económico esperado a 20 años con una tasa de descuento del 6%. A falta de datos sobre la probabilidad de cada estado, se asumen las mismas probabilidades para todos.

Análisis de decisiones para el pacu

	ESTADO 1: MSY @ 50% DEL RENDIMIENTO ACTUAL	ESTADO 2: MSY @ 75% DEL RENDIMIENTO ACTUAL	RESULTADO ESPERADO
	PROBABILIDAD = 50%	PROBABILIDAD = 50%	
BAU	R\$37.160.000	R\$37.160.000	R\$37.160.000
SEM	R\$70.540.000	R\$105.810.000	R\$88.175.000

Fuente: Modificado de Hasenclever *et al.* (2002).

A pesar de la limitación de datos sobre la contribución económica de la pesca y de la incertidumbre con respecto a ZMS, el análisis proporciona una clara guía para el responsable de la toma de decisiones con respecto al valor relativo de los resultados esperados con BAU frente a los resultados esperados con SEM.

identificar los aspectos clave del recurso pesquero que podrían contribuir al diseño de la estrategia, incluido el potencial de gestión mediante un conjunto de medidas: rotación de áreas de captura, control de los índices de recuperación, fijación de un límite de tamaño para equiparar el aporte reproductivo con la demanda de mercado y creación de refugios pesqueros extensos. Posteriormente, el gobierno involucró a las principales partes interesadas (pescadores, procesadoras, administradores, científicos) para debatir sobre el futuro de la pesca. Lo anterior llevó a la formación de un comité técnico que representa a todas las partes interesadas. Un pequeño equipo técnico asesor elaboró una versión preliminar de un plan de manejo, que fue aprobado por las partes interesadas, sobre la base de control de acceso, rotación experimental y creación de refugios.

7.10 REALINEACIÓN DE INCENTIVOS PARA SEM

Con SEM, es esencial que los pescadores y otras partes interesadas tengan una visión de largo plazo en cuanto al recurso. Para conseguir esto, se necesita un enfoque tripartito: enfoques basados en incentivos, complementados con herramientas normativas más tradicionales (en particular, control de acceso) y medidas eficaces de vigilancia y control.

Uno de los muchos factores subyacentes al agotamiento de recursos pesqueros es la frecuente desconexión entre los incentivos privados de los pescadores y los incentivos que reflejan los objetivos económicos y ecológicos de índole pública. De este modo, una forma de disminuir el agotamiento de recursos consiste en realinear los incentivos privados con los objetivos públicos mediante la entrega de derechos seguros para los usuarios, la eliminación de incentivos perversos y la creación de incentivos favorables al SEM (por ejemplo, mediante una certificación de mercado).

Herramientas normativas

Entre las herramientas normativas que se emplean para poner en práctica las estrategias de manejo pesquero, se encuentran los controles de acceso (ver abajo), el manejo de áreas (como los refugios), los controles de insumos (como las restricciones de equipos, duración de temporadas y límites de operación) y los controles sobre el producto (cuotas de captura anual, límite de tamaño). En la mayoría de los sectores pesqueros se aplica un conjunto de herramientas: un sistema de verificaciones y equilibrios para lograr los objetivos de gestión pesquera y mitigar los riesgos (Grafton *et al.* 2006; Beddington *et al.* 2007). La combinación adecuada depende del contexto, en especial, de la factibilidad de la vigilancia y el

Recuadro 7.5. Gestión pesquera en favor de los pobres

La FAO (2005) describe diversas medidas para desarrollar una gestión pesquera favorable a los pobres:

- Garantizar que las metas de manejo estén en sintonía con una gestión favorable a los pobres. Lograr altos niveles de empleo puede ser una meta legítima en un país en vías de desarrollo, siempre y cuando se respete la sostenibilidad de los recursos (Beddington *et al.* 2007). Pero es probable que la maximización del empleo requiera compensaciones de eficiencia económica. El adecuado equilibrio entre objetivos puede variar según las distintas actividades pesqueras y la legislación debe estipularlo con claridad.
- Crear sistemas de acceso y asignación que permitan la participación de los pobres en la pesca: los países podrían considerar la adopción de sistemas de zonificación que ofrezcan a la pesca artesanal un acceso preferencial a determinados territorios de captura. En Perú, por ejemplo, la flota de pesca industrial con cerca tiene una operación restringida a cinco millas de la costa. Una gestión comunitaria del acceso puede ser un medio para regular el acceso sin que por ello se elimine la valiosa función de red de seguridad que desempeñan los recursos de libre acceso.
- Facilitar una participación eficaz de las comunidades de pescadores marginados y de bajos ingresos en la toma de decisiones y descentralizar las responsabilidades de gestión (incluida, por ejemplo, la adopción de modelos de gestión compartida, cuando sean apropiados).
- Invertir en la optimización de capacidades de procesamiento y comercialización posteriores a la captura: la infraestructura insuficiente y el acceso limitado al crédito son los principales impedimentos que tienen las regiones más remotas para asegurar todo el potencial de mercado de sus productos. Las inversiones en esas áreas no solo podrían mejorar los ingresos asociados con la pesca, sino también podrían realizar un aporte más general al desarrollo rural y al empoderamiento económico, en especial, en el caso de mujeres, quienes suelen participar en el procesamiento y la comercialización de los recursos pesqueros.
- Promover programas de investigación y desarrollo orientados hacia las necesidades de los pescadores de bajos ingresos, incluyéndolos como participantes.

control en la aplicación de las distintas herramientas. Los pescadores a menudo responden a un tipo de restricción mediante la ampliación de otras actividades. Por ejemplo, una herramienta esencial en el manejo de pesca industrial es la TAC acotada a un período. En algunos casos, la fijación de la TAC ha generado una carrera de captura que es económicamente ineficiente y además es nociva para los ecosistemas. Las cuotas de captura son una herramienta que intenta solucionar esta problemática, como en el caso de la anchoveta peruana. Otra forma establecida de control del producto son los límites de tamaño, aunque su eficacia depende de la adopción de prácticas de pesca selectivas que eviten la captura y el descarte de individuos que no cumplen con los límites de tamaño. Con frecuencia, estas medidas se emplean para impedir la captura de juveniles o de hembras maduras que son importantes en la repoblación.

Recuadro 7.6. Gestión compartida de recursos pesqueros: Condiciones para el éxito

En diversos sectores pesqueros de ALC, se han elaborado sistemas de gestión compartida con la participación de múltiples partes interesadas. Bajo estos sistemas, se han empleado una variedad de herramientas de gestión pesquera incluyendo los TURF (para el loco chileno), refugios pesqueros (para los refugios reproductivos de erizos de mar en Chile [Orensanz *et al.* 2005]) y otros sistemas de gestión por áreas (para el pirarucú). Una gestión compartida puede perseguir objetivos de manejo (como menor agotamiento de recursos, restauración de reservas y mejoramiento de la producción), objetivos económicos (mayor aporte de la pesca al sustento de los locales y a la economía en general) y objetivos sociales (equidad, desarrollo de comunidades costeras). Gutiérrez *et al.* (bajo revisión) han analizado los factores que contribuyen al éxito de las iniciativas de gestión compartida en ALC y en otras regiones.

Los factores del éxito varían según el ecosistema, tipo de recurso (por ejemplo, bentónico, pelágico; especie única o especies múltiples), tipo de usuario (pesca artesanal o industrial), marco de gestión compartida (consultivo, cooperativo, delegado) y las características de gestión (supervisión, control y vigilancia, apoyo de organismo local, etc.). Algunos factores destacados, en especial para cumplir con las metas socioeconómicas de la pesca artesanal de países en desarrollo, son el liderazgo, la cohesión de la comunidad y la confianza. Una gestión compartida eficaz requiere tiempo y recursos. Los participantes necesitan tener la seguridad de que los beneficios superarán los costos. Un monitoreo de los efectos causados a los recursos pesqueros y del efecto de otras

CONTROLES DE ACCESO

El control de acceso desempeña una función esencial en la generación de incentivos para la gestión sostenible. Los intereses económicos de los pescadores dependen de manera crítica de los derechos de acceso (Hilborn 2007). Sin un control de acceso, es probable que se disipen los beneficios futuros de la gestión sostenible, lo cual debilita la sostenibilidad.

Los regímenes de libre acceso también han sido fundamentales en la generación de sobrecapacidad (Gelchu y Pauly 2007). Sin embargo, si hay un número limitado de embarcaciones en una operación pesquera, pero no hay restricciones individuales de captura, entonces los pescadores a menudo encuentran otras formas de aumentar su capacidad de captura (Hilborn *et al.* 2003).

metas puede ser de utilidad. Por ejemplo, la supervisión de las poblaciones de pirarucú ha ayudado a demostrar los beneficios de SEM, tanto para los pescadores como para las autoridades administrativas (Viana *et al.* 2007). El aprovechamiento de las instituciones existentes puede facilitar el desarrollo de una gestión compartida eficaz. Es posible que se necesite capacitar a las organizaciones interesadas (por ejemplo, asociaciones de pesca) y al personal de las organizaciones participantes. Se podrían necesitar además mecanismos de resolución de conflictos de bajo costo. Las fronteras de las áreas administradas deberán estar claramente delimitadas.

El nivel de la intervención dependerá de los recursos que se manejen (Hilborn *et al.* 2005). La gestión local es ideal para recursos sedentarios o con estructura espacial (Castilla y Defeo 2001), como la gamba y la langosta. Sin embargo, la coordinación entre las organizaciones locales es esencial para administrar las meta-poblaciones (Orensanz *et al.* 2005). Es necesario administrar a escalas mayores los recursos pelágicos que se mezclan en vastas áreas. También es esencial contar con un marco jurídico de apoyo que le permita a las asociaciones de pesca o a las organizaciones locales fijar y aplicar las reglas de gestión de recursos. Es posible que la vigilancia y el control locales necesiten del respaldo de una fiscalización gubernamental, en especial, para impedir la invasión de extranjeros (Castilla y Gelcich 2008). Es importante tener estructuras institucionales simples con líneas de responsabilidad claras para lograr una gestión pesquera exitosa (Hilborn *et al.* 2005). La transparencia es importante para generar confianza; las memorias anuales públicas sobre el estado de las actividades pesqueras administradas son un instrumento útil para ello.

Recuadro 7.7. Disminución de subvenciones y reducción de capacidades

Las subvenciones nocivas y la sobrecapacidad de la industria pesquera sirven para distorsionar los incentivos. Ambos aspectos deberán ser considerados en cualquier enfoque de manejo basado en incentivos.

En América Latina y el Caribe muchas pesquerías reciben grandes subsidios (figuras 7.11, 7.12; Khan *et al.* 2006). Algunos subsidios, como la exención fiscal a los combustibles o acceso a créditos de bajo interés para el desarrollo de flotas, generan incentivos perversos que contribuyen directamente a la sobrepesca y al desarrollo de sobrecapitalización (Seijo 2009). Reducir tales subsidios perversos es un paso esencial para realinear los incentivos privados con los intereses económicos nacionales. Aunque a menudo la reducción de subsidios resulta impopular, la oposición se puede mitigar reorientando los subsidios hacia una inversión en una gestión pesquera responsable, lo que incluye esfuerzos para reducir la pesca ilegal, no regulada y no declarada (principalmente a manos de flotas extranjeras).

Cuando una operación pesquera se caracteriza por la sobrecapacidad de su flota, puede lograr una reducción de capacidad de manera directa, por medio de esquemas de licencias o recompra de embarcaciones; o de manera indirecta, por medio de la creación de derechos de uso determinados que estimulen la reducción de la flota. Sin embargo, los programas de recompra de embarcaciones han sido menos eficaces de lo esperado. Con frecuencia, solo se eliminan las embarcaciones menos eficientes, lo cual aumenta la eficiencia general del resto de la flota; y los programas no consideran los incentivos subyacentes que llevaron a la sobrecapacidad de la flota (Beddington *et al.* 2007).

Las cuotas de captura y los derechos de uso territorial (TURF) incentivan a los pescadores a readjustar su capacidad, con el fin de optimizar el rendimiento económico (en el supuesto de que no haya distorsión por causa de subvenciones inapropiadas) (Beddington *et al.* 2007; Grafton *et al.* 2006). Las ITQ pueden compensar a quienes escogen abandonar la industria, lo que estimula la reducción de flotas sin recurrir a fondos públicos (Hilborn 2007d). Por ejemplo, la implantación de cuotas de captura en la mayor parte de las pesquerías chilenas produjo una disminución considerable en su capacidad de pesca, sin recurrir a los costosos programas de desarme de embarcaciones (OCDE 2009).

Recuadro 7.8. Pesca artesanal

A escala mundial, existe un creciente consenso en torno a las estrategias y herramientas que se requieren para administrar operaciones pesqueras industriales de alto valor; sin embargo, la gestión pesquera artesanal impone otros desafíos (Salas *et al.* 2007; Gelcich *et al.* 2009). Por ejemplo, los controles de producto pueden ser la mejor opción para la pesca industrial, que trabajan con una especie y una cantidad limitada de embarcaciones y puertos, pero podrían no ser viables para la pesca artesanal, la cual involucra a numerosas embarcaciones que zarpan desde varios puertos y buscan múltiples especies (Salas *et al.* 2007). En ALC, muchas operaciones artesanales en efecto tienen libre acceso, lo cual genera sobreexplotación y un descenso en los medios de sustento. La utilización de controles sencillos de insumos y productos como las restricciones de equipos, temporadas de veda y límites de tamaño, es frecuente, debido a que son más fáciles de supervisar que las capturas agregadas, en especial en la pesca de múltiples especies. Los sistemas de cuotas de captura se debilitan debido a cálculos poco confiables sobre el tamaño de las reservas, altas tasas de pesca ilegal, no regulada y no declarada y por el alto costo de la vigilancia y el control en un sector móvil con dispersión espacial (Salas *et al.* 2007). Se suelen emplear las reservas marinas para resguardar a las especies en cuestión o a los hábitats valiosos, pero estas no son eficaces en la reducción del esfuerzo de captura general. Los refugios pesqueros que protegen las aglomeraciones de desove y la repoblación, pueden servir para sustentar la productividad (Appeldoorn 2008). Los enfoques basados en la definición de derechos de captura y en una gestión compartida más amplia son más prometedores, en caso de ser factibles.

Se requiere prestar más atención a los desafíos que impone una gestión sostenible de la pesca artesanal de especies móviles. En la pesca artesanal, ALC promovió el desarrollo de enfoques de gestión de recursos sedentarios y con estructura espacial (Orensanz *et al.* 2005), sin embargo, las herramientas para la gestión pesquera artesanal de recursos más móviles han sido más difíciles de precisar. Orensanz *et al.* (2005) enfatiza que ningún método es una panacea; es necesario diseñar estrategias y herramientas apropiadas para cada contexto. Investigaciones recientes de sistemas socioecológicos destacan la necesidad de involucrar a las partes locales interesadas en el desarrollo de soluciones que resulten adecuadas desde el punto de vista social y cultural, en lugar de imponer soluciones genéricas en forma vertical (McClanahan *et al.* 2009).

El acceso a la mayor parte de la pesca industrial en ALC está controlado formalmente mediante licencias. Por ejemplo, la ley chilena define cuatro regímenes de pesca: Acceso general, explotación total, recuperación pesquera y recursos pesqueros en desarrollo. Los primeros dos requieren que el propietario de la embarcación cuente con un permiso de captura. Bajo un régimen de explotación total, existe un límite de captura por propietario de embarcación. Los dos últimos regímenes se basan en permisos de captura que se obtienen mediante una subasta pública con un sistema de cuotas transferibles (Gelcich 2009). En algunos casos, como la pesca de la anchoveta peruana, los esfuerzos por limitar la cantidad de licencias han sido frenados. Es difícil controlar el acceso a recursos artesanales cuando hay muchas embarcaciones que zarpan de múltiples puertos, esto provoca que con frecuencia, en la práctica, el acceso sea libre (Salas *et al.* 2007). A falta de límites legales, pueden existir restricciones tradicionales al acceso que ofrezcan una base valiosa para el manejo (Orensanz *et al.* 2005; Castilla y Defeo 1998).

Enfoques basados en incentivos

CUOTAS DE CAPTURA Y DERECHOS TERRITORIALES DE USO DE LAS EMPRESAS PESQUERAS

En teoría, los enfoques de gestión pesquera basados en incentivos o en derechos, realinean los incentivos privados con los intereses económicos nacionales. Los incentivos privados que surgen de la competencia por un recurso de propiedad compartida llevan a que los actores lo aprovechen en forma total en el corto plazo, sin preocuparse por la situación del recurso a futuro.

Si el acceso a un recurso pesquero en el futuro es incierto, los incentivos privados promueven la sobrepesca, la sobrecapacidad y una carrera por la captura (Beddington *et al.* 2007). En contraste, una vez que el actor conoce cuál será su cuota de captura, podrá lograr mejores ingresos no mediante una mayor captura, sino evitando el agotamiento del recurso y la ineficiencia económica. Una titularidad segura crea un incentivo para invertir en las reservas subyacentes de peces y para maximizar las ganancias pesqueras en largos períodos de tiempo, eliminando el exceso de capital y de esfuerzos de captura. De este modo, los enfoques basados en derechos son herramientas útiles para disminuir la capacidad y restaurar la eficiencia.

Por lo general, los modelos basados en incentivos no se basan en derechos de propiedad auténticos, ya que los recursos marinos se suelen mantener en un fondo público conforme a las leyes nacionales, sino en privilegios de acceso que permiten la utilización individual o grupal del recurso. Estos privilegios pueden estar sujetos a normas de desempeño y responsabilidad. Incluyen cuotas de captura (cuotas individuales, cuotas individuales transferibles [ITQ], cuotas de desarrollo comunitario, asignaciones empresariales) y derechos de uso territorial de pesca (TURF) (Branch 2009). ALC cuenta con diversos sistemas de cuotas de captura. Chile los ha empleado de manera amplia y actualmente cuenta con sistemas de cuota de captura para la pesca de camaróncillo (desde 1992), merluza negra (1992), langostino amarillo (1997), reloj anaranjado (1997), anchoa, sardina corriente y jurel chileno (todos desde 2001) (Aranson 2002; Costello *et al.* 2008). El desempeño biológico inicial de las ITQ chilenas ha sido prometedor. Tras cuatro años de gestión de ITQ, la biomasa explotable de camaróncillos pasó de 15.500 toneladas a más de 80.000 toneladas, con un crecimiento paralelo en las TAC (Bernal *et al.* 1999; Cerdá-D'Amico y Urbina-Veliz 2000). En cuanto al desempeño económico, Gomez-Lobo y colegas (2007) calcularon que en período de 20 años, las ITQ generarán beneficios adicionales de 123 a \$366 millones, en comparación con esquemas de gestión menos eficientes. Esta magnitud de valor perdido que pretende recuperar las ITQ, es coherente con la estimación de pérdidas en la pesca mundial por un valor de \$50.000 millones a causa de una mala gestión de los recursos (Banco Mundial 2009). También se han creado cuotas de captura en la pesca de la anchoveta peruana (véase la sección 2.3) y del ostión argentino en el Golfo San José (Orensanz *et al.* 2007).

Por lo general, la pesca artesanal en ALC cuenta con gran cantidad de operadores ubicados en muchos puertos y estos suelen buscar múltiples especies. En este contexto, tal vez las cuotas de captura individual no sean prácticas y resulte más apropiada una gestión comunitaria específica por área, como TURF (Orensanz *et al.* 2005). Algunos ejemplos incluyen el loco chileno (véase el estudio de caso 3), la langosta red rock de México (analizado más adelante en la sección de certificación) y la langosta común de Punta Allen en México. El último es administrado por una cooperativa de pesca local, como es el caso de otros territorios de captura de la misma especie. La cooperativa de Punta Allen creó incentivos privados para una gestión responsable mediante la asignación de áreas a pescadores individuales. El resultado se ha transformado en una tendencia de captura estable a largo plazo, si bien los datos de otras cooperativas presentan drásticas fluctuaciones. La pesca de la langosta común aun no cuenta con una cuota de captura firme y depende de las vedas temporales y de los incentivos que tengan los propios pescadores para no sobre capturar en sus áreas.



El potencial problema de que la actividad pesquera se concentre en otros recursos pesqueros se puede abordar mediante la creación de cuotas de captura para múltiples recursos (como en Chile y Perú) o garantizando la existencia de medidas adecuadas que eviten la acumulación de sobrecapacidad y esfuerzos en recursos alternativos (como por ejemplo los controles de acceso efectivos).

También han existido preocupaciones con respecto a la equidad de los sistemas de cuotas de captura, pues las mismas representan fuentes de verdadera riqueza y oportunidades económicas de las cuales otros se encuentran excluidos. El sistema de asignación de cuotas se debe elaborar con transparencia y con la participación de las partes interesadas desde el comienzo. Una preocupación puntual es la eliminación de red de seguridad social que provee la pesca de libre acceso. Esto se puede mitigar con el otorgamiento de derechos de uso comunitarios en lugar de derechos individuales cuando resulte apropiado (como los sistemas TURF).

Recuadro 7.9. Reducción de descarte, captura accesoria y desechos

Los descartes comprenden a los individuos de especies procuradas que son rechazados, la captura accesoria (especies no procuradas, como algunas que tienen valor comercial para otras operaciones de captura) y la pesca fantasma. La normativa puede exacerbar el descarte, como por ejemplo, las restricciones de tamaño o cuotas que fomenten una clasificación superior (Hall y Mainprize 2005). La reducción en el descarte se puede lograr mediante la implementación de medidas normativas, como las especificaciones para los equipos o manejo de áreas (por ejemplo, cierre permanente o temporal de áreas con índices de descarte inaceptablemente altos) o mediante enfoques basados en incentivos (cuotas de captura accesoria, certificación).

Todos los equipos pueden generar descarte, pero algunos son más selectivos que otros. Se han empleado controles de insumos para aumentar la selectividad de los equipos de pesca (por ejemplo, tamaño mínimo de red para disminuir la presión en los juveniles) y reducir el daño de hábitat (por ejemplo, arrastreros de bajo impacto en lugar de equipos destructivos). Los equipos mejoran su selectividad con dispositivos de reducción de captura accesoria y otras medidas (Hall y Mainprize 2005). El cierre de áreas y las temporadas de veda pueden ser eficaces en la reducción de impactos negativos durante el desove y otros períodos sensibles (Salas *et al.* 2007). Por ejemplo, se puede cerrar la pesca de anchoveta peruana en áreas específicas, si la proporción de juveniles en la captura es sospechosamente alta. Las tasas de descarte también pueden disminuir mediante iniciativas destinadas al aumento de la pesca de especies alternativas (Kelleher 2005).

Los privilegios de acceso dedicado están diseñados para fomentar una gestión pesquera sostenible. No tratan directamente con problemáticas ecosistémicas, como la captura accesoria y el daño del hábitat (Beddington *et al.* 2007), impactos que solo se pueden disminuir mediante la reducción de actividades de captura y el cese de la carrera por la captura (Branch 2009; Essington 2010). Se podrían necesitar otras herramientas para enfrentar estos problemas (Hilborn 2007).

CERTIFICACIÓN E INCENTIVOS DE MERCADO

Los programas de certificación pueden proporcionar incentivos para la pesca de SEM al otorgar acceso privilegiado a mercados de alto valor y al permitir que los pescadores diferencien sus productos, a cambio de comprometerse con la gestión responsable de la pesca y un menor impacto en el ecosistema. Dos operaciones de pesca

Entre los enfoques basados en incentivos se incluye el reajuste de las cuotas de captura a favor de embarcaciones con bajos índices de descarte, aplicación de sanciones a las embarcaciones con descarte y cuotas de reducción de descarte a nivel de flotas. Los cálculos de mortalidad de peces en las evaluaciones de reservas deben incluir la mortalidad de todas las fuentes, no solo de los recursos pesqueros que se procuran capturar (Crowder y Murawski 1998). También se puede establecer una dependencia entre el acceso a mercados internacionales de alto valor (por ejemplo, mediante certificaciones) y la disminución del descarte con incentivos significativos. Estos enfoques pueden ofrecer sólidos incentivos para evitar áreas con captura accesoria elevada y pueden estimular la innovación tecnológica cuando los pescadores busquen disminuir la captura accesoria en forma costo-eficiente (Hilborn 2007d; Branch 2009). Dichas medidas requieren sistemas adecuados de vigilancia y control, incluso tal vez una cobertura amplia de observadores, lo cual quiere decir que podrían ser costosas. Los sistemas de cuotas de captura también pueden disminuir el descarte mediante un descenso en la presión por pescar con la máxima velocidad posible y una baja en la pesca fantasma causada por equipos perdidos (Hilborn 2007d; Branch 2009).

Las soluciones deben ser factibles desde el punto de vista técnico, viables desde el punto de vista económico y fiscalizables. La investigación participativa puede desempeñar una función importante en la elaboración de estas soluciones (por ejemplo, Peckham *et al.* 2007). Por lo general, los enfoques basados en incentivos requieren de observadores presentes en la embarcación, y, por lo mismo, suelen ser costosos (Hilborn 2004). Una preocupación fundamental es que una normativa pesquera más estricta puede trasladar el problema a otras operaciones de pesca con menos fiscalización.

en América Latina y el Caribe están certificadas por el Marine Stewardship Council (MSC): La vieira patagónica (Argentina) y la langosta red rock de Baja California (Méjico). Ambas tienen límites de tamaño, lo cual ofrece incentivos claros y facilita la vigilancia y el control. Entre las pescas que se están evaluando para la certificación del MSC, se encuentran la de la langosta espinosa de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an y la Reserva de la Biosfera de Banco Chinchorro (Méjico), la sardina del Golfo de California (Méjico) y el camarón siete barbas del Atlántico de Suriname.

La pesca de la vieira patagónica es ejemplo de un recurso gestionado con el fin de evitar un exceso de esfuerzos de captura y una sobrecapitalización. Hay dos empresas que cuentan con autorización para capturar la vieira patagónica, con una operación total de cuatro arrastreros congeladores y desembarcos de aproximadamente 50.000 toneladas. La captura de arrastre está restringida a áreas conformadas principalmente por arena y lodo. Las normativas sobre tamaño están diseñadas para garantizar que los individuos no sean capturados sino hasta haber desovado tres veces. La pesca se beneficia una cobertura de observadores

Recuadro 7.10. Refugios pesqueros para el resguardo de las etapas vitales críticas y los hábitats esenciales de los peces

La zonificación se emplea para equilibrar los múltiples objetivos de los ecosistemas marinos y reducir el nivel de conflicto entre los diversos usuarios (Rivera-Arriaga 2005). Como una característica frecuente de la gestión integral de zona costera (Suman, 2002; Rivera-Arriaga 2005; Edwards, 2009), la zonificación también se puede extender más allá de la plataforma continental para la gestión de la ZEE ampliada. Las áreas marinas protegidas (MPA), incluidas las reservas marinas de no captura son una forma de zonificación espacial que puede contribuir a SEM.

En ocasiones se crean reservas marinas para controlar las tasas de explotación. Sin embargo, no disminuyen el esfuerzo de captura per se, sino que lo redirigen a otras áreas (Hilborn *et al.* 2004). A falta de medidas complementarias, las reservas marinas podrían simplemente generar una captura más intensa fuera de sus fronteras. Las medidas convencionales pueden ofrecer una herramienta más directa para la reducción del esfuerzo de captura (Beddington *et al.* 2007).

Las reservas marinas tienen una función más importante en la gestión de la pesca, en el caso de múltiples especies, cuando los enfoques convencionales provoquen la sobrepesca de algunas reservas con ZMS; y en el caso de la pesca artesanal, en la cual es más difícil gestionar el recurso mediante controles del producto (Salas *et al.* 2007). En estos casos, las reservas marinas pueden proteger a las reservas de lugares específicos de la sobreexplotación. El aporte a la gestión pesquera dependerá de la ubicación y el tamaño de la reserva marina en relación con la estructura espacial y la movilidad de la reserva. En el caso de reservas con estructura espacial, la rotación de áreas de veda en Chile ha demostrado ser una medida exitosa (Castilla *et al.* 1998; Castilla y Fernández 1998). Como sucede con los sistemas terrestres, el éxito de las reservas marinas internas

de conservación a menudo depende de la forma en la cual se administren las reservas externas. Las reservas marinas pueden no rescatar las reservas mal administradas en el resto de su alcance.

Los refugios pesqueros son reservas marinas diseñadas para proteger los hábitats esenciales para las etapas vitales críticas de las poblaciones que se pretenden capturar (por ejemplo, áreas de desove y repoblación). En el caso de recursos pesqueros sometidos a sobrepesca por repoblación, los refugios pueden aumentar la repoblación y la producción dentro de un área de captura, si protegen las etapas vitales críticas o los hábitats, como las aglomeraciones de desove o los criaderos. La eficacia de los refugios depende, en parte, de la movilidad de las especies. Por ejemplo, en Chile, las reservas marinas son refugios reproductivos diseñados como una herramienta de gestión pesquera. No son lo mismo que una MPA, diseñada para proteger la biodiversidad con fines de conservación o investigación (Orensanz *et al.* 2005). Es necesario identificar los territorios conocidos de desove o criadero de cada especie, como parte del proceso de planificación de la gestión. Los sitios clave para la productividad podrán entonces protegerse para disminuir la interferencia con la repoblación o el crecimiento. Algunas medidas incluyen la restricción de equipos, métodos, temporadas y el acceso o uso de derechos. La ubicación y el tamaño de los refugios o redes de refugios son críticos para el éxito, en especial, en el contexto de poblaciones con configuraciones de fuente-sumidero (Sale *et al.* 2005; Seijo y Caddy 2008). Los enfoques de gestión adaptable pueden ayudar a abordar los desafíos asociados al diseño de los refugios (Sale *et al.* 2005).

En algunos casos, la gestión de áreas es más fácil de fiscalizar que otras medidas. El cierre de áreas es facilitado por el creciente uso de sistemas de vigilancia de embarcaciones (VMS) en ALC. Por ejemplo, todas las embarcaciones con cuotas de captura en la pesca de anchoveta peruana deben contar con un VMS, incluida la flota artesanal.

del 100%. Una de las empresas enfatiza que la certificación MSC ha permitido la diferenciación de su producto ante la competencia y le ha otorgado acceso a los mercados de alto valor en Europa (MSC 2009).

La langosta red rock de Baja California fue certificada como sostenible en abril de 2004. Al momento de escribir este artículo, la certificación quinquenal ha expirado y la operación de pesca está siendo reevaluada. Esta pesca involucra a nueve cooperativas, cada una de las cuales captura en un área exclusiva con una concesión de largo plazo. Un biólogo que trabaja para la cooperativa sostuvo que si bien en la actualidad 95% de las langostas se comercializa en Asia sin el sello MSC, se espera un aumento en la demanda de productos MSC y, con el tiempo, esto se convertirá en un requisito esencial para acceder a los mercados (MSC 2009).

pescadores y las asociaciones de pescadores necesiten el apoyo de los organismos gubernamentales (Castilla y Gelcich 2008), en especial frente a los poderosos intereses externos. Es necesario crear sistemas de vigilancia y control y aplicarlos antes de adoptar las ITQ (Branch 2009).

El diseño de la normativa pesquera y de los sistemas de incentivos debe considerar la factibilidad de la vigilancia y el control. Las medidas sobre los insumos, como las restricciones en cantidad de embarcaciones o en temporadas de captura, pueden ser más sencillas de fiscalizar que las medidas sobre los productos, como las cuotas de captura (Beddington *et al.* 2007). Se disuadirá a los pescadores de infringir la normativa de captura si la pérdida prevista como resultado de la detección y el procesamiento satisfactorio supera las ganancias previstas (Beddington *et al.* 2007). Una fiscalización fallida se puede atribuir a los bajos índices de detección y condena o a sanciones inadecuadas en relación con el beneficio esperado. Las naciones afectadas por la pesca ilegal, no regulada y no declarada tienen que fortalecer su gobernabilidad (Agnew *et al.* 2009) invirtiendo en capacidad, para así contar con vigilancia y fiscalización sólidas, mejores procedimientos para procesar la pesca ilegal, no regulada y no declarada y sanciones más severas.

Es necesario incluir los cálculos sobre capturas no declaradas en los modelos de evaluación de reservas y considerarlos en la fijación de la TAC. En caso contrario, las capturas no declaradas que superan la TAC generarán un agotamiento de reservas. Lo anterior crea fuertes incentivos para controlar la pesca ilegal, no regulada y no declarada. Bajo el SEM, es necesario luchar contra la pesca ilegal, no regulada y no declarada para garantizar que los pescadores inscritos accedan a una gestión pesquera mejorada.

Financiamiento de los costos de una transición hacia SEM

En principio, una transición hacia SEM debería provocar un aumento en la renta económica aportada por la pesca. Los costos adicionales de largo plazo del desarrollo pesquero con SEM pueden ser financiados mediante la reorientación de los fondos que apoyan las subvenciones nocivas de modo que estos apoyen facetas críticas, como el fortalecimiento de la vigilancia y el control; así como por medio de la captura de una parte de la renta económica superior por la vía de impuestos o aranceles de licencia o con otros mecanismos de recuperación de costos. Antes de lanzar planes de manejo, se deberían identificar sus fuentes de financiamiento.

En Chile, el erario nacional capturó el valor desde la partida de los nuevos sistemas ITQ mediante la subasta de cuotas, con

7.11 CAPACIDAD DE GESTIÓN, FINANCIAMIENTO E INVESTIGACIÓN DE MODELOS SEM

Capacidad de gestión

SEM requiere una capacidad de gestión para diseñar, evaluar y adaptar las estrategias con base científica, racionalizar el marco de los incentivos y asegurar que la vigilancia y el control sean eficaces. Para alcanzar estos fines, es fundamental la inversión en una estructura institucional apropiada.

Vigilancia y control eficaces

La pesca ilegal, no regulada y no declarada es un factor fundamental en la sobrepesca. Ocurre cuando las estrategias y la normativa son débiles o no existe una fiscalización eficaz (Beddington *et al.* 2007). La vigilancia y el control son esenciales para una gestión basada en incentivos, al igual que para la normativa tradicional. Por ejemplo, la eficacia de las cuotas de captura depende de esto. En las ITQ de mero negro en Chile, la TAC pasó de 5.000 a 7.500 toneladas durante los cuatro primeros años, pero luego bajó a 6.000 toneladas en el quinto año. Se ha identificado a la pesca ilegal como la responsable de la disminución de las reservas, estimándose que la captura ilegal, no regulada y no declarada es equivalente a la captura legal (Bernal *et al.* 1999). Las cuotas de captura no eliminan por sí mismas el incentivo para defraudar y pueden aumentar los incentivos para subdeclarar, como lo demuestra el caso de la anchoveta peruana. El hecho de que el fraude reduzca el valor de las cuotas de otros pescadores ha instado en algunos casos a que los pescadores inviertan directamente en vigilancia y fiscalización, como es el caso de varias actividades pesqueras chilenas con TURF (Defeo y Castilla 2005). Pero es posible que los

la posterior repetición anual de las subastas para 10% de las cuotas totales. Los AMERB también deben pagar un arancel anual por los derechos de uso territorial (Castilla y Gelcich 2008). Los aranceles de las licencias solo representan 5% de los ingresos públicos generados por estas actividades pesqueras (Cerda-D'Amico y Urbina-Veliz 2000), en contraste con el patrón de muchos sectores pesqueros en todo el mundo, donde los aranceles de las licencias constituyen la principal vía de recuperación de costos. La pesca chilena ha podido absorber estos costos debido a una combinación de capturas más elevadas, mayor eficiencia, flotas más pequeñas y eliminación de la sobre-capitalización, todo lo cual aumenta el valor realizado (Gomez-Lobo *et al.* 2007). El caso de la anchoveta también demuestra que es posible aumentar el rendimiento de las inversiones con SEM. Se han designado dos nuevos gravámenes para que los beneficiarios de la reforma financien los costos sociales de la transición.

Muchos países de ALC no pretenden recuperar los costos de la gestión pesquera de manos de la industria; en al menos algunos de los casos, esto podría equivaler a una subvención perversa. Sin embargo, en algunas instancias, la industria ha cubierto parte de los costos de transición a o gestión con SEM, sobre la base de las expectativas de un mayor rendimiento de las inversiones. Peña-Torres (2002) analiza la pesca de las ITQ en la cual la industria misma financia total o parcialmente la vigilancia y el control y sugiere un enfoque de este tipo para Chile. El aporte de la pesca al erario nacional aumentará por la vía de ingresos provenientes del impuesto corporativo a la renta, incluso sin necesidad de reestructurar el régimen tributario o el sistema de recuperación de costos. Se debería fomentar el autofinanciamiento de SEM en la pesca.

En Chile, las asociaciones de pesca cubren los costos de los estudios de línea de base y de las evaluaciones anuales de reservas para AMERB. También asumen la responsabilidad de la vigilancia y el control al interior de sus propias organizaciones, con lo cual bajan los costos de fiscalización en los organismos públicos (Castilla y Gelcich 2008). La recuperación de costos es más probable si los pescadores cuentan con incentivos para participar de manera constructiva en la gestión pesquera (Beddington *et al.* 2007).

Investigación para apoyar el SEM

En muchos países de ALC, las instituciones de investigación pesquera tienen limitaciones de capacidad (Salas *et al.* 2007), debido a la escasez de personal capacitado, un apoyo financiero insuficiente para recopilar datos independientes del sector pesquero y realizar programas de investigación operacional y la falta de un mandato claro de avance hacia la optimización de la pesca.

Para lograr una gestión pesquera responsable, en el contexto de una incertidumbre generalizada inherente en la pesca, se requiere una capacidad muy superior de evaluación de riesgos, análisis de decisiones y evaluación de estrategias.

Para apoyar un avance hacia SEM, es necesario identificar y localizar los hábitats esenciales de los peces como base para el establecimiento de refugios pesqueros. También se requiere más investigación para evaluar los efectos ecosistémicos de la pesca. Las reservas marinas pueden desempeñar una función de utilidad como sitios de control. Los resultados de la evaluación de riesgos ecológicos pueden ayudar a identificar las prioridades para el estudio de las presiones que ejerce la pesca en los ecosistemas.

Los modelos de ecosistemas (tales como Ecopath con Ecosim y Atlantis) proporcionan un marco para la exploración de los impactos ecosistémicos de las opciones de gestión de pesca alternativas. Existen una variedad de modelos de ecosistemas (Plagányi 2007). Es probable que sea razonable comenzar con modelos relativamente simples que se enfoquen en las interacciones clave, en lugar de modelos de ecosistemas completos. En las etapas iniciales, estos modelos se deben considerar como exploratorios. El aportar nueva información sobre los efectos ecosistémicos de la pesca y orientar las nuevas investigaciones empíricas ayudará a identificar las interacciones de importancia, pero se requiere tiempo antes de que los modelos ecosistémicos puedan servir como herramientas predictivas. La necesidad de datos en los modelos ecosistémicos con múltiples especies es considerable (Beddington *et al.* 2007; Seijo 2007). La amplia gama de posibles relaciones para respuestas funcionales clave, como las de los depredadores y las presas, generan mucha incertidumbre con respecto al resultado del modelo. Un enfoque exploratorio que comience con relativamente pocos elementos de ecosistema y luego se desarrolle sobre la base de los mismos podría ser un enfoque efectivo a seguir.

Apéndice 7.1. Principios generales del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO

- 6.1 Los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos. El derecho a pescar lleva consigo la obligación de hacerlo de forma responsable a fin de asegurar la conservación y la gestión efectiva de los recursos acuáticos vivos.
- 6.2 La ordenación de la pesca debería fomentar el mantenimiento de la calidad, la diversidad y disponibilidad de los recursos pesqueros en cantidad suficiente para las generaciones presentes y futuras, en el contexto de la seguridad alimentaria, el alivio de la pobreza, y el desarrollo sostenible. Las medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema o dependientes de ellas o que están asociadas con ellas.
- 6.3 Los Estados deberían evitar la sobreexplotación, y el exceso de capacidad de pesca y deberían aplicar medidas de ordenación con el fin de asegurar que el esfuerzo de pesca sea proporcionado a la capacidad de producción de los recursos pesqueros y al aprovechamiento sostenible de los mismos. Los Estados deberían tomar medidas para rehabilitar las poblaciones en la medida de lo posible y cuando proceda.
- 6.4 Las decisiones sobre conservación y ordenación en materia de pesquerías deberían basarse en los datos científicos más fidedignos disponibles, teniendo en cuenta también los conocimientos tradicionales acerca de los recursos y su hábitat, así como los factores ambientales, económicos y sociales pertinentes. Los Estados deberían dar prioridad a las actividades de investigación y recolección de datos, a fin de mejorar los conocimientos científicos y técnicos sobre la pesca y su interacción con el ecosistema. Reconociendo la naturaleza transfronteriza de muchos ecosistemas acuáticos los Estados deberían alentar, según proceda, la cooperación bilateral y multilateral en la investigación.
- 6.5 Los Estados y las organizaciones subregionales y regionales de ordenación pesquera deberían aplicar ampliamente el criterio de precaución en la conservación, la ordenación y la explotación de los recursos acuáticos vivos con el fin de protegerlos y de preservar el medio ambiente acuático, tomando en consideración los datos científicos más fidedignos disponibles. La falta de información científica adecuada no debería utilizarse como razón para aplazar o dejar de tomar medidas para conservar las especies que son objeto de la pesca, las especies asociadas o dependientes y aquéllas que no son objeto de la pesca, así como su medio ambiente.
- 6.6 Deberían continuar perfeccionándose y aplicándose, en la medida de lo posible, artes y prácticas de pesca selectivas y ambientalmente seguras a fin de mantener la biodiversidad y conservar la estructura de las poblaciones, los ecosistemas acuáticos y la calidad del pescado. Donde existan adecuados artes y prácticas de pesca selectivas y ambientalmente seguras, las mismas deberían ser reconocidas y debería asignárseles una prioridad al establecerse medidas de conservación y ordenación aplicables a las pesquerías. Los Estados y los usuarios de los ecosistemas acuáticos deberían reducir al mínimo el desperdicio de las capturas tanto de las especies que son el objeto de la pesca como de las que no lo son, de peces y otras especies así como los efectos sobre las especies asociadas o dependientes, la captura incidental de especies no utilizadas y de otros recursos vivos.
- 6.7 La captura, manipulación, procesamiento y distribución del pescado y de los productos pesqueros deberían realizarse de forma que se mantenga el valor nutritivo, la calidad y la inocuidad de los productos, se reduzcan los desperdicios y sean mínimos los efectos negativos en el medio ambiente.
- 6.8 Todos los hábitats críticos para la pesca en los ecosistemas marinos y de agua dulce, como las zonas húmedas, los manglares, los arrecifes, las lagunas, las zonas de cría y desove se deberían proteger y rehabilitar en la medida de lo posible y cuando sea necesario. Debería ponerse especial empeño en protegerlos de la destrucción, la degradación, la contaminación y otros efectos significativos derivados de las actividades humanas que constituyan una amenaza para la salud y la viabilidad de los recursos pesqueros.
- 6.9 Los Estados deberían asegurar que sus intereses pesqueros, incluyendo a la necesidad de conservación de los recursos, se tomen en cuenta en la utilización múltiple de las zonas costeras y se integren en la ordenación, la planificación y el desarrollo de la zona costera.
- 6.10 En el ámbito de sus respectivas competencias y de conformidad con el derecho internacional, incluyendo dentro del marco de las organizaciones o arreglos sub-regionales o regionales para la conservación y gestión pesqueras, los Estados deberían asegurar el cumplimiento y la aplicación de las medidas de conservación y ordenación, y establecer mecanismos eficaces, según proceda, para vigilar y controlar las actividades de los buques pesqueros y los buques pesqueros de apoyo a la pesca.
- 6.11 Los Estados que autoricen a buques pesqueros y a buques de apoyo a la pesca a enarbolar su pabellón deberían ejercer

un control eficaz sobre dichos buques, con el fin de asegurar la aplicación adecuada de este Código. Asimismo, deberían velar por que las actividades de estos buques no menoscaben la eficacia de las medidas de conservación y ordenación tomadas de conformidad con el derecho internacional y adoptadas a nivel nacional, subregional, regional o mundial. Los Estados deberían velar también por que los buques que enarbolen su pabellón cumplan sus obligaciones relativas a la recolección y suministro de datos referentes a sus actividades pesqueras.

6.12 Los Estados, dentro del marco de sus respectivas competencias y de conformidad con el derecho internacional, deberían cooperar a nivel subregional, regional y mundial, a través de organizaciones de ordenación pesquera, otros acuerdos internacionales u otros arreglos, con el fin de promover la conservación y ordenación y asegurar la pesca responsable y la conservación y protección eficaces de los recursos acuáticos vivos en toda su zona de distribución, teniendo en cuenta la necesidad de medidas compatibles en las áreas situadas dentro y fuera de la jurisdicción nacional.

6.13 Los Estados deberían velar, en la medida en que lo permitan las leyes y reglamentos nacionales, por que los procesos de toma de decisiones sean transparentes y proporcionen soluciones oportunas a cuestiones urgentes. Los Estados, de conformidad con los procedimientos adecuados, deberían facilitar la consulta y la efectiva participación de la industria, trabajadores de la pesca, las organizaciones ambientalistas y otras interesadas, en la toma de decisiones con respecto a la elaboración de normas y políticas relacionadas con la ordenación y el desarrollo pesqueros, y el crédito y la ayuda internacionales.

6.14 El comercio internacional de pescado y productos pesqueros debería llevarse a cabo de conformidad con los principios, derechos y obligaciones establecidas por la Organización Mundial del Comercio (OMC) y con los acuerdos internacionales pertinentes. Los Estados deberían velar por que sus políticas, programas y prácticas referentes al comercio de pescado y productos pesqueros no se traduzcan en obstáculos a dicho comercio ni tengan efectos de degradación ambiental o repercusiones negativas desde el punto de vista social y nutricional.

6.15 Los Estados deberían cooperar con el objeto de prevenir controversias. Todas las controversias relativas a actividades y prácticas pesqueras deberían resolverse oportunamente, de forma pacífica y cooperativa, de conformidad con los acuerdos internacionales aplicables o de cualquier otra forma acordada entre las partes. Mientras no se resuelva una controversia, los Estados interesados deberían hacer todo lo posible para concertar acuerdos provisionales de orden práctico, que no prejuzguen el resultado definitivo de cualquier procedimiento de solución de controversias que hubiera sido iniciados.

6.16 Los Estados, reconociendo que es sumamente importante que los pescadores y los acuicultores comprendan los problemas relacionados con la conservación y la gestión de los recursos pesqueros de los que dependen, deberían fomentar por medio de la enseñanza y la capacitación la toma de conciencia de éstos acerca de la pesca responsable. Asimismo, deberían velar por que los pescadores y acuicultores participen, cuando proceda, en el proceso de formulación y ejecución de políticas con el fin de facilitar la aplicación del Código.

6.17 Los Estados deberían velar por que las instalaciones y equipos de pesca, así como todas las actividades pesqueras, ofrezcan condiciones de trabajo y de vida seguras, sanas y justas y cumplan las normas internacionalmente acordadas adoptadas por las organizaciones internacionales pertinentes.

6.18 Reconociendo la importante contribución de la pesca artesanal y en pequeña escala al empleo, los ingresos y la seguridad alimentaria, los Estados deberían proteger apropiadamente el derecho de los trabajadores y pescadores, especialmente aquéllos que se dedican a la pesca de subsistencia, artesanal y en pequeña escala, a un sustento seguro y justo, y proporcionar acceso preferencial, cuando proceda, a los recursos pesqueros que explotan tradicionalmente así como a las zonas tradicionales de pesca en las aguas de su jurisdicción nacional.

6.19 Los Estados deberían considerar a la acuicultura, incluidas las pesquerías basadas en el cultivo, como una forma de promover una diversificación en el ingreso y la dieta. Al hacerlo, los Estados deberían velar por que los recursos sean usados de forma responsable y los impactos adversos sobre el ambiente y las comunidades locales sean minimizados.

Fuente: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/v9878s/v9878s00.pdf>

Apéndice 7.2. Estudios de caso sobre el aporte de los servicios ecosistémicos acuáticos a la pesca, el turismo y otros sectores

País (región)	Marino/ aguas dulces	Ecosistema(s)	Sector(es)	¿Utiliza el enfoque del análisis de costo beneficio?	Referencia(s)
Argentina	Marino	Varios hábitats costeros	Pesca	No	PNUD 2002
Argentina (Golfo de San José)	Marino	Pesca por buceo	Pesca	Sí	Orensanz <i>et al.</i> 2007
Belice (Reserva Marina de los Cayos Gladden Spit y Silk)	Marino	Arrecifes de coral, ZMP, tiburón ballena	Turismo	Sí	Hargreaves-Allen 2009
Belize, Honduras, México (Arrecife Mesoamericano)	Marino	Arrecife de coral, ZMP	Pesca	Sí	Talbot y Wilkinson 2001
Brasil (Pantanal)	Agua dulce	Humedal	Turismo, pesca	No	Shrestha, Seidle y Moraes 2002
Mar Caribe	Marino	ZMP	Turismo	No	Green y Donnelly 2003
Mar Caribe	Marino	Arrecife de coral	Pesca, turismo, protección costera	Sí	Cesar, Burke y Pet-Soede 2003; Burke y Maidens 2004
Mar Caribe	Marino	Arrecife de coral	Turismo, pesca, protección costera	Sí	Burke y Maidens 2004
Chile	Marino	Pesca de erizo de mar	Pesca	Sí	Moreno <i>et al.</i> 2007
Costa Rica (humedales de Terraba-Sierpe)	Marino	Humedal, manglar	Pesca	No	Reyes <i>et al.</i> 2004
Costa Rica (Parque Nacional Tortuguero)	Marino	Tortuga marina	Pesca, turismo	Sí	Troëng y Drews 2004
Costa Rica, Cuba, México, Brasil	Marino	Tortuga marina de playa	Pesca, turismo	Sí	Troëng y Drews 2004
Ecuador (Islas Galápagos)	Marino	ZMP	Turismo, pesca	Sí	Wilen, Stewart y Layton 2000
El Salvador (Golfo de Fonseca)	Marino	Manglar	Acuicultura, pesca	Sí	Gammage 1997
Jamaica (Bahía Montego)	Marino	Recursos genéticos y medicinales, biodiversidad, ZMP	Industria farmacéutica, turismo, pesca y protección costera	Sí	Cesar, Öhman, Espeut y Honkanen 2000; Gustavson 1998; Ruitenberg y Cartier 2001
América Latina y el Mar Caribe	Marino	Adaptabilidad	Pesca	Sí	Chapman <i>et al.</i> 2008
México (Golfo de California)	Marino	Varios hábitats costeros	Pesca	Sí	Ezcurra <i>et al.</i> 2009
México (Golfo de California)	Marino	Tiburón ballena de aguas profundas	Turismo	Sí	Low-Pfeng, de la Cueva y Enríquez 2005
México (Golfo de California)	Marino	Manglar	Pesca	Sí	Aburto-Oropeza <i>et al.</i> 2008
México (costa del Pacífico)	Marino	Manglar	Pesca	Sí	Sanjurjo, Cadena y Erbstoesser 2005
México (Sonora)	Aqua dulce	Corriente de agua	Manejo de aguas	Sí	Ojeda, Mayer y Solomon 2008
Panama (Parque Nacional Coiba)	Marino	Manglar, ZMP	Pesca, turismo	Sí	Montenegro 2007
Panamá (costa del Pacífico)	Marino	Manglar	Pesca	Sí	Talbot y Wilkinson 2001
Trinidad y Tobago, Santa Lucía	Marino	Arrecife de coral	Turismo, pesca	Sí	Burke <i>et al.</i> 2008
Islas Turcas y Caicos	Marino	Arrecife de coral	Turismo, pesca, protección costera	No	Carleton y Lawrence 2005
Venezuela (Parque Nacional Morrocoy)	Marino	Manglar, ZMP	Pesca, turismo	Sí	Cartaya Febres y Pabon-Zamora 2009

Apéndice 7.3. Tamaño del sector pesquero (aporte al PIB), tamaño de la economía nacional (PIB) y aporte porcentual de la pesca al PIB

País	Perfil de los sectores pesqueros de la FAO		Sector pesquero/ PIB (%)
	Pesca (\$)	PIB general (\$)	
Antigua y Barbuda	13.300.000	1.000.000.000	1,33
Las Bahamas	173.375	6.935.000 ¹	2,50
Argentina	192.000.000	151.298.000.000	0,13
Barbados	26.000.000	2.600.000.000	1,00
Belice	49.050.000	986.500.000	4,97
Bolivia	7.510.000	8.100.000.000	0,09
Brasil	2.382.000.000	595.500.000.000	0,40
Chile	5.422.656.000	169.458.000.000 ¹	3,20
Colombia	3.172.920.000	82.200.000.000	3,86
Costa Rica	53.810.000	16.818.000.000	0,32
Cuba		27.686.000.000	0,00
Dominica		266.670.000	0,00
República Dominicana	3.060	30.600.000	0,01
Ecuador	1.055.195	16.749.124	6,30
El Salvador		14.950.000	0,00
Granada	13.000.000	520.000.000	2,50
Guatemala	8.276	27.589.000	0,03
Guyana	157.000.000 ²	5.587.000.000	2,81
Haití		29.000.000.000	0,00
Honduras		5.900.000.000	0,00
Jamaica	4.084.000	1.021.000.000	0,40
México	4.991.200.000	623.900.000.000	0,80
Nicaragua	48.400.000	4.900.000.000	0,99
Panamá	342.000.000	17.100.000.000	2,00
Paraguay		15.977.000 ¹	0,00
Perú	112.377.500	5.690.000.000	1,98
Saint Kitts y Nevis	3.800.000	453.000.000	0,84
Santa Lucía		825.000.000	0,00
San Vicente y las Granadinas	4.980.000	249.000.000	2,00
Suriname		1.600.000.000	0,00
Trinidad y Tobago	13.320.000	14.800.000.000	0,09
Uruguay	41.360.840	9.618.800.000	0,43
Venezuela	427.000.000	85.400.000.000	0,50

Fuentes: FAO (2008a); CRFM (n.d.); Catarcí (2004); y Tietze *et al.* (2006).

1. Datos del Banco Mundial 2008b.

2. En dólares guyaneses.

Apéndice 7.4. Empleo en los sectores primario, secundario y terciario y en la pesca artesanal

	Primario ¹	Secundario ¹	Terciario ¹	Primario y secundario total ¹	Empleo general ²	Pesca como porcentaje del empleo general	Pesca artesanal ³
Antigua y Barbuda	864	50	0	914	28.000	3,26	1.088
Argentina	0	100.000 ⁴	0	100.000	9.639.000	1,04	1.690
Las Bahamas	9.300	0	0	9.300	161.000	5,78	
Barbados	2.000	825	0	2.825	132.000	2,14	2.200
Belice	1.672	123	0	1.795	78.000	2,30	
Bolivia	3.600	19.560	2.000	23.160	2.091.000	1,11	
Brasil	790.000	250.000	4.000.000	1.040.000	84.596.000	1,23	553.872
Chile	77.928	80.424	0	158.352	5.905.000	2,68	27.876
Colombia	66.000	28.485	26.700	94.485	18.217.000	0,52	26.000
Costa Rica	8.567	19.033	6.000	27.600	1.777.000	1,55	4.000
Cuba	11.890	4.820	18.930	16.710	4.642.000	0,36	
Dominica	2.843	60	0	2.903	26.000	11,17	3.985
Ecuador	95.200	24.800	0	120.000	3.892.000	3,08	82.000
El Salvador	26.260	0	0	26.260	2.526.000	1,04	13.000
Granada	2.400	400	0	2.800	35.000	8,00	1.931
Guatemala	32.320	9.500	0	41.820	4.769.000	0,88	10.269
Guyana	6.500	6.000	0	12.500	240.000	5,21	5.644
Honduras	36.008	47.686	0	83.694	2.544.000	3,29	11.700
Jamaica	20.000	480	0	20.480	1.063.000	1,93	20.000
México	247.765	20.962	0	268.727	41.321.000	0,65	138.941
Nicaragua	33.840	1.546	0	35.386	1.953.000	1,81	13.439
Panamá	1.500	37.500	0	39.000	1.188.000	3,28	13.062
Paraguay	7.064	8.000	1.200	15.064	2.247.000	0,67	
Perú	80.000	45.000	0	125.000	34.000.000	0,37	56.800
República Dominicana	11.138	17.707	0	28.845	3.315.000	0,87	
Santa Lucía	2.319	120	40	2.439	59.000	4,13	2.059
San Vicente y las Granadinas	2.500	500	0	3.000	35.000	8,57	2.500
Suriname	4.420	2.759	10	7.179	73.000	9,83	
Trinidad y Tobago	5.100	1.225	760	6.325	525.000	1,20	2.146
Uruguay	3.000	3.200	0	6.200	1.115.000	0,56	1.400
Venezuela	44.302	0	0	44.302	9.994.000	0,44	40.000
Total	1.636.300	730.765		2.367.065	238.186.000	0,99	1.035.602

Fuentes:

1. Fishery and Aquaculture Country Profiles 2008
2. 2007/2008 Human Development Report (data 1996-2005)
3. Chuenpagdee *et al.* 2006
4. Onestini and Gutman 2002

Apéndice 7.5. Estado del sector pesquero en ALC

	Nombre común	Nombre científico	Estado de explotación	Área estadística de la FAO	Fuente
1.	Anchoveta del Pacífico	<i>Cetengraulis mysticetus</i>	Totalmente explotada	Pacífico central oriental	Csirke y Tansdtad 2005
2.	Curbinata	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Sobreexplotada ¹	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
3.	Pescadilla sudamericana	<i>Cynoscion striatus</i>	Totalmente a sobreexplotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
4.	Corvinato	<i>Cynoscion virescens</i>	Sobreexplotada ¹	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
5.	Merluza negra	<i>Dissostichus eleginoides</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
6.	Merluza negra	<i>Dissostichus eleginoides</i>	Moderadamente explotada	Pacífico sudoriental	Csirke 2005
7.	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	Moderadamente explotada	Pacífico sudoriental	Csirke 2005
8.	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Pacífico central oriental	Csirke and Tansdtad 2005
9.	Anchoita argentina	<i>Engraulis anchoita</i>	Subexplotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
10.	Anchoveta del norte	<i>Engraulis mordax</i>	Agotada	Pacífico central oriental	Csirke y Tansdtad 2005
11.	Anchoveta peruana	<i>Engraulis ringens</i>	Totalmente a sobreexplotada	Pacífico sudoriental	FAO 2009
12.	Mero gigante	<i>Epenophelus itajara</i>	En recuperación	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
13.	Mero negro	<i>Epinephelus morio</i>	Sobreexplotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
14.	Cherne criolla	<i>Epinephelus striatus</i>	En recuperación	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
15.	Camarón rosado	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
16.	Camarón marrón	<i>Farfantepenaeus subtilis</i>	Totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
17.	Congrio rosado	<i>Genypterus blacodes</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
18.	Camarón real	<i>Hymenopenaeus robustus</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
19.	Pez vela del Atlántico occidental	<i>Istiophorus platypterus</i>	Moderadamente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
20.	Camarón blanco del norte	<i>Litopenaeus setiferus</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
21.	Calamar	<i>Logilo opalescens</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Pacífico central oriental	Csirke y Tansdtad 2005
22.	Pargo rojo	<i>Lutjanus campechanus</i>	En recuperación	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
23.	Pescadilla real	<i>Macrodon ancylodon</i>	Sobreexplotada ¹	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
24.	Merluza de cola patagónica	<i>Macruronus magellanicus</i>	Moderadamente explotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
25.	Merluza de cola patagónica	<i>Macruronus magellanicus</i>	Totalmente a sobreexplotada	Pacífico sudoriental	Csirke 2005
26.	Aguja azul del Atlántico	<i>Makaira nigricans</i>	Sobreexplotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
27.	Merluza austral	<i>Merluccius australis</i>	Totalmente a sobreexplotada ²	Pacífico sudoriental	Csirke 2005
28.	Merluza austral	<i>Merluccius australis</i>	Totalmente explotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
29.	Merluza chilena	<i>Merluccius gayi gayi</i>	Totalmente a sobreexplotada ²	Pacífico sudoriental	Csirke 2005
30.	Merluza argentina	<i>Merluccius hubbsi</i>	Sobreexplotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
31.	Bacaladilla austral	<i>Micromesistius australis</i>	Sobreexplotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
32.	Corvinilla	<i>Micropogonias furnieri</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico sudoccidental	Csirke 2005
33.	Corvinilla	<i>Micropogonias furnieri</i>	Sobreexplotada ¹	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
34.	Corvina ojona	<i>Nebris microps</i>	Sobreexplotada ¹	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
35.	Pulpo maya	<i>Octopus maya</i>	Sobreexplotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005

Apéndice 7.5. Estado del sector pesquero en ALC

	Nombre común	Nombre científico	Estado de explotación	Área estadística de la FAO	Fuente
36.	Machuelo hebra	<i>Opisthonema libertate</i>	Totalmente explotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
37.	Langostino	<i>Pleoticus muelleri</i>	Totalmente explotada	Atlántico sudoeste	Csirke 2005
38.	Bonito del Pacífico	<i>Sarda chiliensis</i>	Agotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
39.	Sardinela brasileña	<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sobreexplotada	Atlántico sudoeste	Csirke 2005
40.	Sardina española común	<i>Sardinops sagax</i>	Agotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
41.	Corvina roja	<i>Sciaenops ocellatus</i>	En recuperación	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
42.	Tonino	<i>Scomber japonicus</i>	Moderadamente explotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
43.	Tonino	<i>Scomber japonicus</i>	En recuperación	Pacífico central oriental	Csirke y Tansdtad 2005
44.	Carita lucio	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
45.	Sardina común	<i>Strangomeria bentincki</i>	Sobreexplotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
46.	Aguja blanca	<i>Tetrapterus albidus</i>	Sobreexplotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
47.	Atún común	<i>Thunnus thynnus</i>	Sobreexplotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
48.	Jurel del Pacífico Sur	<i>Trachurus murphyi</i>	Totalmente a sobreexplotada	Pacífico sudeste	Csirke 2005
49.	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>	Moderadamente a totalmente explotada	Atlántico central occidental	Cochrane 2005
50.	Sierra	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Desconocido	Atlántico central occidental	Cochrane 2005

Fuente principal: FAO 2005. Los capítulos sobre Pacífico SE, Atlántico SO, Atlántico central occidental y Pacífico central oriental se citan en la columna 5.

Notas: Lo anterior toma como base la clasificación de estado de la FAO de agotado, moderadamente a totalmente explotado, sobreexplotado, en recuperación y subexplotado.

Este cuadro sólo incluye recursos para los cuales existen datos científicos. No se han incluido los recursos sobre los cuales se desconoce el estado.

1. Datos preliminares.

2. Las reservas chilenas están “totalmente explotadas a sobreexplotadas” y las reservas peruanas están “en recuperación de sobreexplotación”.

CAPÍTULO 8.

SECTOR FORESTAL

Rodrigo Martínez³⁶

con el apoyo Daniel Arrancibia³⁷ y Carlos Eduardo Frickmann Young³⁸; investigación de Oscar Zapata³⁹



8.1 INTRODUCCIÓN: RECURSOS FORESTALES, DESARROLLO Y SOSTENIBILIDAD

La región de América Latina y el Caribe (ALC) alberga el mayor bosque tropical del mundo: el bioma más biológicamente diverso en la tierra. Hay también muchos otros tipos de bosques tropicales, bosques templados, sabanas y biomas semiáridos, cada uno de los cuales es fundamental para la conservación de la biodiversidad. Este conjunto ecológicamente rico de bosques tiene un potencial extraordinario para prestar servicios ecosistémicos (SE) de importancia económica, como agua, alimentos, madera, fibra, secuestro del carbono, productos forestales no madereros (PFNM) y destinos turísticos, así como el control de la erosión, la mitigación de inundaciones, la purificación del agua, la polinización, la asimilación de desechos y la regulación de enfermedades.

A pesar del vínculo existente entre los bosques y el bienestar humano, los patrones actuales de uso de los bosques son ampliamente insostenibles. Las tasas de extracción superan la capacidad de regeneración de estos bosques. La conversión de terrenos forestales a otros usos con frecuencia implica que las tierras no pueden sostener esos usos y pronto son abandonadas, con lo cual se convierten en bosques degradados. Estos enfoques no toman en consideración el potencial a largo plazo de los SE que proveen los bosques para sustentar la

generación de ingresos, el desarrollo y la equidad social, a través de su capacidad de sustentarse a sí mismos.

La pérdida de los bosques es claramente visible y abrumadora. Sin embargo, aún queda por reconocer la totalidad de sus efectos de largo alcance. Hay una correlación directa entre la pérdida de bosques y la reducción de SE fundamentales. Si la actual tendencia de degradación continúa, la disminución de la disponibilidad de SE para las siguientes décadas afectará a una proporción más alta de comunidades rurales de bajos ingresos (EM 2005). Estas comunidades, aisladas de las ciudades y los mercados dependen directamente de la biodiversidad y otros recursos forestales para su bienestar. Las poblaciones en aumento elevarán la demanda por productos forestales en los países de ALC. Las áreas naturales seguirán estando bajo amenaza, lo que reducirá aún más las opciones de las actividades económicas que dependen de los bosques.

Tradicionalmente, la extracción de los recursos forestales se ha llevado a cabo de formas no sostenibles, principalmente para obtener una rápida ganancia monetaria. Debido a las preocupaciones de grupos ambientales y de compradores de productos forestales, la gestión forestal ha evolucionado para abordar el agotamiento en curso de los bosques naturales y la pérdida de SE. Las alternativas a la gestión tradicional de los bosques puede equilibrar la conservación con el desarrollo local, a la vez que siguen proporcionando ingresos a las empresas forestales y a la región. La explotación forestal sostenible (véase el recuadro 8.1) depende de los enfoques de gestión

³⁶ Economista ambiental, M.A., Organización de Estados Americanos.

³⁷ Director, Programa de América Latina y el Caribe para la transformación del mercado y el carbono a partir de los bosques, World Wildlife Fund.

³⁸ Profesor adjunto, Universidad Federal de Río de Janeiro.

³⁹ Economista, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

Recuadro 8.1. La gestión sostenible de los bosques

“La gestión sostenible de los bosques ... tiene como objetivo mantener y mejorar el valor económico, social y ambiental de todos los tipos de bosques en beneficio de las generaciones actuales y futuras. Se caracteriza por siete elementos: (i) la extensión de los recursos forestales; (ii) la diversidad biológica forestal; (iii) la salud y vitalidad de los bosques; (iv) las funciones productivas de los recursos forestales; (v) las funciones protectoras de los recursos forestales; (vi) las funciones socioeconómicas de los bosques; y (vii) el marco jurídico, institucional y de políticas”.

Fuente: UN (2008).

que consideran la sostenibilidad ambiental y la responsabilidad social, además de rendimientos financieros continuos. Algunos ejemplos son la certificación de bosques sostenibles y la adopción de mejores prácticas de tala, como la explotación forestal de efectos reducidos.

A medida que se agotan los recursos forestales, aumenta el valor de la biodiversidad y los SE, lo que fomenta los modelos empresariales innovadores para PFNM, los mercados de carbono y los pagos por servicios ambientales (PSA). Estos modelos empresariales combinan la conservación de recursos naturales con el desarrollo económico y social, lo que involucra a muchas partes interesadas, desde comunidades locales hasta entidades privadas y públicas.

Este capítulo compara los costos y beneficios de manejar los bosques según las prácticas habituales no sostenibles (BAU, por sus siglas en inglés), con las de un enfoque de gestión sostenible de ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés)³². BAU se caracteriza por una explotación forestal no sostenible, lo que lleva a un agotamiento de los recursos naturales y al deterioro de las economías locales. A este tipo de uso de los recursos con frecuencia le sigue un cambio en el uso de la tierra, por ejemplo a una agricultura de “corte y quema” y ganadería extensiva. Los impactos negativos del uso de los recursos forestales se externalizan.

En cambio, SEM reúne prácticas forestales que toman en cuenta todos los efectos del uso de los recursos y buscan resultados generales positivos en todos los aspectos. Este enfoque SEM incluye la sostenibilidad del uso del recurso, el respeto por los derechos de las personas que viven en o cerca de los bosques y la distribución equitativa de los beneficios derivados del uso de los recursos públicos.

Las prácticas BAU no son intrínsecamente negativas, sino más bien han evolucionado en respuesta a condiciones preliminares con una relativa abundancia de recursos. Estas prácticas han cumplido con éxito: el tamaño actual del sector forestal y su importancia para las economías de cada país de ALC se logró principalmente gracias a prácticas BAU. Sin embargo, con ese crecimiento, BAU ha tendido a crear las condiciones para su propia desaparición: la creciente escasez de recursos claves, grandes efectos externalizados y beneficios estrechamente concentrados, además de una sociedad más próspera que ahora está más preocupada por los costos y beneficios duraderos distribuidos con más equidad. SEM es una respuesta a estas nuevas condiciones, se basa en la plataforma BAU para mejorar la sostenibilidad, la equidad y la eficiencia general del uso de los recursos forestales.

Para elaborar el análisis de este capítulo, se tipifican tres intensidades de gestión forestal que van desde un bajo hasta un alto impacto, mediante el uso de diversas variables para diferenciarlas (cuadro 8.1). El capítulo analizará cómo el sector forestal, al adoptar prácticas SEM, puede seguir siendo un polo dinámico de crecimiento económico rural, al mismo tiempo que desempeña un papel en el desarrollo de sustentos sostenibles para las comunidades forestales y en la preservación del medio ambiente natural. Para cada nivel de intensidad de gestión forestal en el cuadro 8.1, la información mostrará cuáles prácticas SEM producen mejores rendimientos sociales y económicos para los usuarios de los bosques y el crecimiento regional y nacional, si se adoptan con buenos resultados. Estas buenas prácticas deben fomentar ingresos sostenibles a largo plazo de los sectores público y privado, además de apoyar el crecimiento económico de los países de ALC.

Con el objeto de realizar la comparación entre los enfoques forestales de BAU y SEM, el capítulo se basa principalmente en estudios de caso para destacar los resultados económicos y sociales de BAU, y los beneficios de avanzar hacia SEM. Esto se logra mediante ejemplos del mundo real, que se enfocan en los indicadores mostrados en la figura 8.1 cuando hay información disponible, y se resaltan las interrelaciones entre los bosques naturales, las plantaciones, los SE y los beneficios relacionados para la sociedad. Finalmente, se presentan una serie de recomendaciones de política para guiar la adecuada participación de los gobiernos y las instituciones en la transición de BAU a SEM.

Conclusiones principales

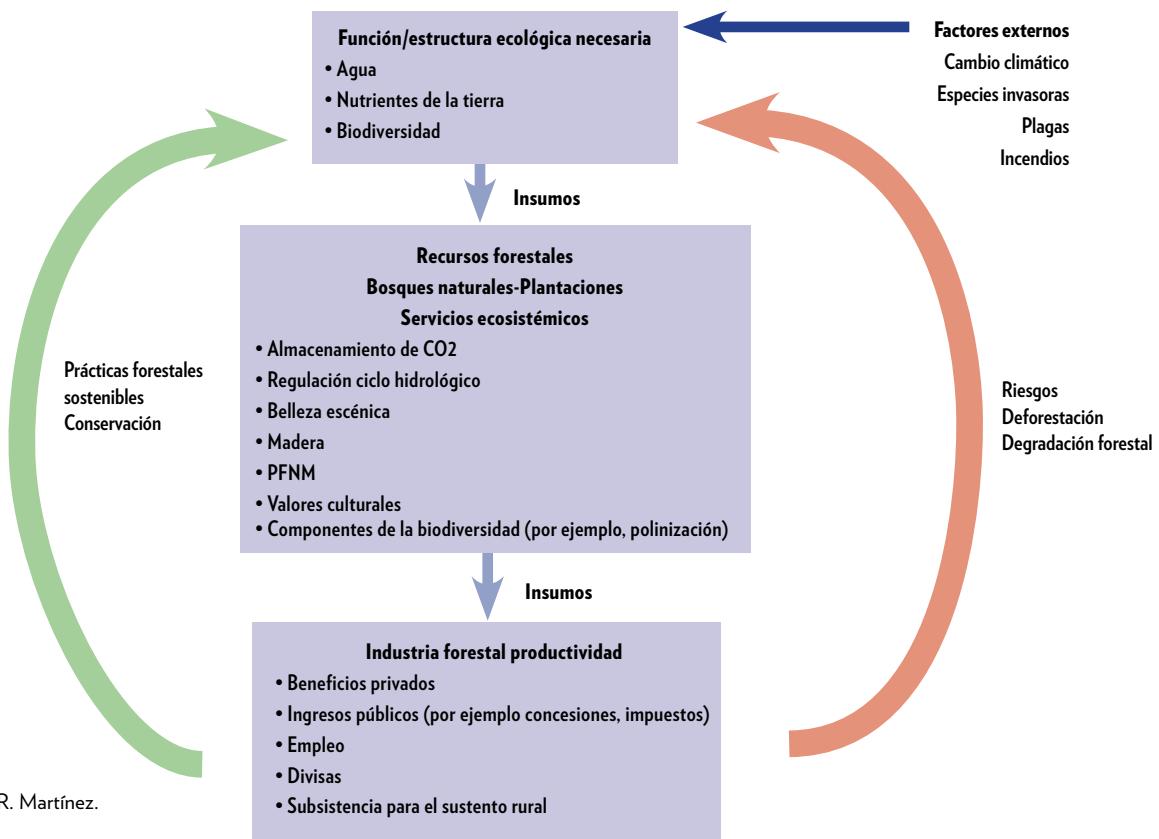
- Las prácticas forestales de BAU en ALC surgieron de condiciones específicas: abundancia relativa de recursos forestales, falta de gobernanza en las áreas forestales, explotación forestal ilegal, falta de derechos de propiedad y tenencia de tierra bien definidos, subsidios perversos y errores del mercado (como información

³² El término gestión forestal sostenible (OFS) es ampliamente aceptado en el sector forestal; el término “gestión sostenible de ecosistemas (SEM)” se usa aquí para mantener la coherencia con los demás capítulos.

Cuadro 8.1. Niveles de intensidad de la gestión de los bosques en ALC

Intensidad de la gestión forestal	Tipo de bosque	Tipo de uso y productos	Diversidad de especies forestales	Tipo de usuario	Nivel de mecanización	Nivel de inversión	Conservación de los recursos naturales	Rentabilidad	Inclusión de criterios de sostenibilidad	Costos sociales de las prácticas productivas
Bajo impacto	Bosque nativo agro-forestal	Uso para la subsistencia Recolección de PFNM y madera para combustible	Alta diversidad	Agricultores individuales Comunidades rurales	Bajo, artesanal	Bajo	Alta	Importante para el sustento y los ingresos rurales adicionales	Baja a media Certificación para algunos PFNM (certificación costosa para los pequeños agricultores)	Bajos
Impacto medio	Bosque nativo sujeto a manejo Plantaciones de especies nativas o mixtas	Explotación forestal selectiva de pocos insumos Madera nativa y exótica de alto valor. Producción de PFNM	Diversidad media a alta	Concesiones forestales; pequeños a grandes agricultores	Medio a alto; explotación forestal de efectos reducidos	Medio	Media a alta	Media a alta	Media a baja Alguna certificación FSC y PEFC	Bajos a medios
Alto impacto		Explotación forestal selectiva de muchos insumos. Madera nativa y exótica de alto valor. Extracción excesiva de PFNM	Baja diversidad o monocultivo	Empresas madereras y de reforestación, pequeñas a grandes	Medio a alto; explotación forestal de efectos reducidos	Alto	Baja	Alta	Baja con BAU Alta con SEM: certificación FSC y PEFC	Medios a altos
Muy alto impacto	Conversión de los bosques	Corta a hecho; cambio en el uso de la tierra	Baja diversidad	Pequeños agricultores a grandes empresas	Variable; explotación forestal convencional	Variable	Muy baja	Variable; alta a corto plazo; baja a largo plazo	Ninguna	Altos

Figura 8.1. Interrelación de los servicios ecosistémicos y los recursos forestales



deficiente sobre los costos reales para las empresas y la sociedad de la deforestación y la degradación forestal). A medida que los recursos forestales se hicieron más escasos y la externalización de los costos ambientales y económicos menos aceptables, los enfoques SEM comenzaron a surgir como sucesores de BAU, con la consecuente conservación de los SE.

- La producción forestal en ALC depende en gran medida de la biodiversidad y los SE; las decisiones de convertir los bosques restantes, la mayoría de ellos en pendientes y ambientes frágiles, a otros usos de la tierra o de extraer este recurso natural casi nunca consideran los costos de la deforestación y la degradación forestal.
- Las prácticas SEM pueden reducir costos, evitar la sobre-capitalización y materializar una mayor rentabilidad para los emprendimientos comunitarios y las empresas privadas, junto con una mejora de los ingresos fiscales.
- Los mecanismos exitosos de mercado que impulsan SEM y que actualmente están siendo explorados incluyen PSA, certificación de producción sostenible y la certificación del secuestro de carbono y emisiones de CO₂ evitadas gracias a planes REDD+. Los programas para certificar la gestión

sostenible son esenciales para formalizar el sector, mejorar la gobernanza, obtener acceso a capacitación, optar por enfoques sostenibles de los recursos forestales y abrir mercados antes inexistentes para productos de valor agregado.

- SEM puede servir como marco para promover la equidad social y de género enfocándose en las comunidades vulnerables, los pobres de las áreas rurales y apoyando el papel que juegan las mujeres, por ejemplo, en agregar valor de procesamiento a los PFNM.
- Los datos sobre procesos económicos basados en los bosques y su relación con el funcionamiento de los ecosistemas requieren ser mejorados, para que el sector capte los beneficios futuros de los recursos forestales y SE.
- Si los principios SEM no planifican, implementan, supervisan y controlan la gestión forestal, el uso forestal no será capaz de competir con usos alternativos de la tierra como la agricultura.
- El cambio climático es una amenaza que intensifica la actual presión existente sobre los bosques. La adopción de prácticas SEM generará resistencia a algunos efectos adversos del cambio climático.

PARTE 1 – El sector forestal en ALC



8.2 EL SECTOR FORESTAL EN ALC

Recursos forestales existentes en ALC

América Latina y el Caribe tienen el mayor bloque de bosques tropicales del mundo, además de extensos bosques templados, que representan alrededor del 22% de los bosques del mundo. En la región, el 90% del área forestal se ubica en América del Sur, el 9% en América Central y México y el 0,4% en el Caribe. Los países con la mayor cobertura forestal son Brasil (475 millones de ha), Perú (68 millones), México (63 millones), Colombia (60 millones), Bolivia (59 millones) y Venezuela (50 millones): un total de 775 millones de ha o un 84% del área forestal total en ALC (cuadro 8.2). Solamente en la cuenca del Amazonas, el 25% de alrededor de 675 millones de ha de bosques naturales se consideran bosques de producción (CATIE 2008).

América del Sur también tiene el 86% de los bosques plantados en ALC, donde sobresalen Brasil, Chile y Argentina (cuadro 8.2).

América Central tiene el 10%, y el Caribe el 3% de las plantaciones de la región. Las especies que más se usan son el pino, el eucalipto y el pino paraná (*Araucaria angustifolia*). En el año 2000, los 13 millones de ha de plantaciones representaban solo el 1,4% del área forestal total de ALC, pero eran el 9,4% de los bosques plantados en todo el mundo (FAO 2006a; Del Lungo *et al.* 2006b).

De acuerdo con la International Tropical Timber Organization (2006), de los bosques tropicales en ALC, 6,5 millones de ha (7,5%) de bosques tienen planes de manejo, y 4,2 millones de ha (4,9%) se encuentran bajo certificación. Para efectos de comparación, los planes de manejo sostenible de los ecosistemas cubren el 15% de los recursos forestales en Asia, con un 5% certificado.

Cobertura forestal en ALC

La cobertura forestal ha disminuido continuamente en la mayoría de los países de ALC. La pérdida anual neta para 2000-2005 ascendió a 4,5 millones de ha, que representó el 61% de la pérdida anual neta mundial. Entre los años 1990 y 2005, la región perdió 64 millones

Cuadro 8.2. Cobertura forestal en ALC en el año 2000

País/subregión	Área de tierra (Miles de ha)	Área de bosques naturales (Miles de ha)	% de bosques naturales	Plantaciones (Miles de ha)
Anguila	8	0	0,0	-
Antigua y Barbuda	44	0	0,0	-
Antillas Neerlandesas	80	0	0,0	-
Aruba	19	0	0,0	-
Bahamas	1.388	515	37,1	0
Barbados	43	2	4,7	-
Bermudas	5	0	0,0	-
Cuba	11.086	2.319	20,9	394
Dominica	75	46	61,3	n.s.
Granada	34	4	11,8	n.s.
Guadalupe	171	79	46,2	1
Haití	2.775	81	2,9	24
Islas Caimán	26	0	0,0	-
Islas Turcas y Caicos	43	0	0,0	-
Islas Vírgenes Británicas	15	0	0,0	-
Islas Vírgenes (EE.UU.)	34	0	0,0	-
Jamaica	1.099	325	29,6	14
Martinica	110	45	40,9	1
Montserrat	10	4	40,0	-
Puerto Rico	895	0	0,0	-
República Dominicana	4.873	0	0,0	-
Saint Kitts y Nevis	36	0	0,0	-
San Vicente y las Granadinas	39	10	25,6	n.s.
Santa Lucía	62	0	0,0	-
Trinidad y Tobago	513	211	41,1	15
TOTAL DEL CARIBE	23,482	3,641	15,5	449
Belice	2,296	1,653	72,0	-
Costa Rica	5.110	2,387	46,7	4
El Salvador	2.104	292	13,9	6
Guatemala	10.889	3,816	35,0	122
Honduras	11.209	4,618	41,2	30
México	195.820	63.180	32,3	1,058
Nicaragua	13.000	5,138	39,5	51
Panamá	7.552	4,233	56,1	61
TOTAL DE AMÉRICA CENTRAL Y MÉXICO	247.980	85.317	34,4	1.332
Argentina	278.040	31.792	11,4	1.229
Bolivia	109.858	58.720	53,5	20
Brasil	851.488	475.314	55,5	5.384
Chile	75.663	13.460	17,8	2.661
Colombia	113.891	60.399	53,0	328
Ecuador	28.356	10.689	37,7	164
Guayana francesa	9.000	8.062	89,6	1
Guyana	21.497	15.103	70,3	-
Islas Georgias del Sur y Sándwich del Sur	409	0	0,0	-
Islas Malvinas	1.217	0	0,0	-
Paraguay	40.675	18.432	45,3	43
Perú	128.522	67.988	52,9	754
Suriname	16.327	14.769	90,5	7
Uruguay	17.622	740	4,2	766
Venezuela ¹	91.205	50.000 ¹	54,8	-
TOTAL DE AMÉRICA DEL SUR	1.783.770	825.468	46,3	11.357

¹ Los datos para Venezuela provienen de OIMT (2006) en (CATIE 2008). Fuente: FAO (2006a).

Cuadro 8.3. Área forestal: Extensión y cambio

Subregión	Área (1000 ha)			Cambio anual (1000 ha)		Tasa de cambio anual (%)	
	1990	2000	2005	1990-2000	2000-2005	1990-2000	2000-2005
Caribe	5.350	5.706	5.074	36	54	0,65	0,92
América Central	27.369	23.837	22.411	-380	-285	-1,47	-1,23
América del Sur	890.818	852.796	831.540	-3.802	-4.251	-0,44	-0,50
Total América Latina y el Caribe	923.807	882.339	859.925	-4.147	-4.483	-0,46	-0,51
EL MUNDO	4.077.291	3.988.610	3.952.025	-8.868	-7.317	-0,22	-0,18

Nota: Debe tenerse en cuenta que las áreas correspondientes al año 2000 no coinciden con las del cuadro 8.2. En particular, México aparentemente no se incluye aquí en el cuadro 8.3, lo que disminuye mucho el área total de América Central (el cuadro 8.2 incluye a América Central y México juntos).

Fuente: FAO (2006a).

de ha, 7% de su área forestal (cuadro 8.3; FAO 2009). Todos los países de América del Sur registraron una pérdida forestal neta entre los años 2000 y 2005 excepto Chile y Uruguay, que mostraron tendencias positivas debido a programas de plantaciones industriales a gran escala. Todos los países centroamericanos, salvo Costa Rica, experimentaron una pérdida forestal mayor al 1% por año entre 1990 y 2005 (FAO 2006a).

En cambio, la subregión del Caribe experimentó un aumento neto de la cubierta forestal, con una área forestal documentada tanto en 2000 como en 2005 mayor que durante la medición previa (cuadro 8.3). La mayor parte del aumento se produjo en Cuba (FAO 2006a). Esta tendencia es el resultado de la restauración natural en áreas que antes se usaban para la agricultura. En algunas partes de ALC también se espera que el turismo basado en la naturaleza originará más áreas naturales protegidas, como por ejemplo, más áreas forestales (FAO 2009).

Actores clave

En la mayoría de los países de ALC, las comunidades rurales dependen de los recursos forestales, y las empresas forestales de pequeña a gran escala representan el mayor grupo de actores directos de la industria forestal.

En 2005, alrededor de un 78% de los bosques de América del Sur eran propiedad del sector público, el 20% del sector privado y el 2% de otros tipos de propietarios (FAO 2010). De las concesiones forestales privadas en América Latina y el Caribe, el 30% está en manos de extranjeros (Scherr *et al.* 2004). En términos de derechos de administración, alrededor del 77% está en manos de entidades públicas, 3% en manos de empresas, 16% en manos de las comunidades y 4% en manos de otros actores (FAO 2010). México es un caso especial, pues el 80% de las tierras forestales son administradas por más de 3.000 ejidos y comunidades (Hayward 2010).

A pesar de que el Estado es generalmente el principal propietario de bosques y, en teoría, regula y controla su uso, los limitados recursos financieros y humanos dificultan la aplicación de estas normas. Con frecuencia el Estado comparte sus responsabilidades con el sector privado, ya sea a través de concesiones, reconocimiento de derechos de uso territoriales o planes de manejo compartido sin ceder sus derechos (como en las áreas protegidas).

Por otra parte, la descentralización de la gestión de los bosques a nivel municipal, cuando se ha implementado con éxito, ha jugado un papel importante en el crecimiento y la distribución de beneficios de los recursos forestales. La descentralización también ha contribuido a poner en práctica una mejor aplicación de los reglamentos, control de la explotación ilegal y las auditorías sociales de las actividades y actores del sector forestal. El cuadro 8.4 describe algunos de los procesos descentralizados que los países de ALC han implementado, los cuales corresponden a medidas institucionales que fortalecen SEM.

8.3 DEFINICIÓN DE BAU Y SEM PARA EL SECTOR FORESTAL DE ALC

Prácticas habituales no sostenibles

Las ganancias económicas y sociales de BAU en el sector forestal se acumularon durante siglos y ayudaron a fundar importantes centros de comercio y generar un superávit exportable para gran parte de ALC. La abundancia de los recursos forestales, hasta hace incluso algunas décadas, las bajas densidades poblacionales y la demanda de las economías en crecimiento garantizaron la eficacia del modelo BAU para la sociedad. La tala de áreas forestales para explotación maderera y formación de pastizales probablemente benefició a la población más

Cuadro 8.4. Descentralización de la gestión de los bosques a nivel municipal

País	Período	Proceso	Beneficios	Limitaciones
BOLIVIA	Mediados de la década de 1990 ¹	Descentralización de la gestión forestal que permite a las municipalidades controlar hasta el 20% de los bosques nacionales dentro de su jurisdicción.	Bolivia es uno de los países de ALC con la mayor descentralización a nivel municipal. Los gobiernos municipales pueden otorgar concesiones o derechos para la explotación forestal a industriales madereros de pequeña escala y otros usuarios forestales tradicionales. El 25% de las cuotas de las licencias se acumulan para los gobiernos municipales.	El gobierno central mantiene su poder en términos de elaboración de políticas para el sector forestal.
HONDURAS	La década de 1990	Descentralización de la propiedad y la gestión a nivel municipal del 28% de los bosques.	Importantes beneficios económicos para las municipalidades cuando se convierten en propietarias de considerables extensiones de bosques.	La necesidad de mejorar la gestión forestal y habilidades de control a nivel local.
GUATEMALA	n.d.	Descentralización de las actividades forestales mediante asistencia técnica y transferencia de tecnología a las municipalidades, con mecanismos de financiamiento (Programa de Incentivos Forestales PINFOR).	La transferencia del 50% de los impuestos sobre la renta a las concesiones y licencias madereras de los gobiernos centrales a los gobiernos municipales, quienes controlan y supervisan los recursos forestales, apoyan los programas de reforestación, implementan planes de manejo de los bosques y cobran impuestos locales.	Las municipalidades todavía carecen de la facultad para implementar sus propias políticas forestales.
NICARAGUA	Mediados de la década de 1990 ²	Fortalecimiento de las municipalidades para desarrollar, conservar y controlar el medio ambiente y los recursos naturales a nivel local.	Funciones municipales: vetar contratos de explotación maderera, recibir el 25% de los ingresos fiscales provenientes de contratos forestales, creación y gestión de parques naturales; además, promoción de proyectos agroforestales y reforestación, concesión de permisos de apeo nacionales, desarrollar planes de uso de la tierra, cobrar impuestos y multas por la explotación maderera legal e ilegal y administrar los fondos forestales.	Bajos presupuestos municipales y transferencias insuficientes de recursos desde el gobierno central, además de legislación y prácticas que refuerzan la gestión centralizada de los bosques.
BRASIL	n.d.	Aunque la descentralización de las competencias con respecto a los recursos naturales y ambientales todavía no es generalizada en Brasil, los gobiernos locales tienen altos impactos indirectos en los recursos forestales, mediante el desarrollo de infraestructura municipal y la administración de los fondos de crédito.	La implementación de programas de control forestal, la modernización de la industria maderera, promoción de la actividad forestal y agroforestal, así como la certificación de los bosques y apoyo a la extracción de PFNM; apoyo de ONG y proyectos patrocinados por el gobierno federal.	La gestión forestal se retrasa, todavía es muy centralizada; la entidad a cargo de los bosques tiene poca autoridad, no puede supervisar los planes de manejo forestal. Las municipalidades dependen de las transferencias estatales y federales, que reducen la motivación para encontrar fuentes alternativas de ingresos relacionadas con los bosques.
COSTA RICA	Mediados de la década de 1990 ³	Uno de los modelos más centralizados de ALC con respecto a los recursos forestales, tradición centralizada relativamente exitosa; la población y la economía concentradas en la capital.	A pesar de la existencia de varios mecanismos de cobro de fondos para las municipalidades, no han podido ejercer competencias forestales debido a los obstáculos políticos y jurídicos.	Las municipalidades tienen un papel menor y no tienen impacto directo en la gestión forestal. Algunas competencias se transfirieron a los gobiernos locales sin ninguna capacitación técnica y administrativa.

Fuente: Ferroukhi (2003). 1 Ley forestal (1996). 2 Ley municipal (1997). 3 Ley forestal (1996).

que si se hubiese dejado a los bosques en pie, intactos. Esto todavía podría ser válido en algunos lugares, pero las recientes tasas de deforestación, la pérdida de la biodiversidad y las emisiones de carbono mundiales originadas por la deforestación (el 18% de las emisiones totales de carbono) pusieron en evidencia hace décadas que BAU no es sostenible para la mayor parte de ALC.

En general, BAU busca maximizar las ganancias a corto plazo producto de la explotación de los recursos forestales sin considerar los efectos indirectos, los efectos a más largo plazo o los costos externalizados.

En América Latina y el Caribe, BAU se caracteriza por:

- 1) La tala extensiva y no reglamentada de la madera, con frecuencia con tala selectiva y daño ambiental.
- 2) Poca participación de organismos estatales en la gestión forestal.
- 3) Grandes áreas de bosque convertidas a tierras de pastoreo y agrícolas, a menudo rápidamente agotadas y abandonadas.
- 4) Asentamientos continuos sin control a lo largo de ríos y caminos.

5) Marginación de poblaciones locales y una falta de mecanismos para mitigar los impactos del cambio en el uso de la tierra y para permitir a las poblaciones de los bosques adaptarse a este cambio.

La tala en BAU generalmente se realiza mediante explotación forestal convencional, lo que ocasiona daños a las áreas residuales, erosión y compactación de las tierras cultivables y la sedimentación de las vías fluviales. Los propietarios de tierras con frecuencia contratan a empresas como una opción de bajo costo para generar ingresos a corto plazo o para lograr la tenencia de tierras por medio de la tala de bosques. Estas operaciones de explotación forestal tienden a usar maquinaria más antigua, ineficiente, carecen de planificación y competencias comerciales y tienen poco control sobre los impactos en la tierra o las concesiones. Las prácticas de explotación forestal convencional a menudo son sumamente destructivas para los ecosistemas forestales; la maquinaria pesada puede compactar la tierra cultivable y destruir los árboles jóvenes, a la vez que la tala de altos volúmenes puede promover la erosión, reducir la diversidad de las especies y disminuir la capacidad regenerativa (CIFOR 1998). Los productos forestales de comunidades rurales e indígenas se pueden vender a precios inferiores en el mercado y las ganancias son acumuladas principalmente por las grandes empresas. Las prácticas BAU de tala forestal generan ingresos a corto plazo, pero son menos atractivas financieramente en el largo plazo, al generar retornos decrecientes y costos netos más altos (CATIE 2008).

En el caso de los PFNM, la tala excesiva es crónica según BAU; se extraen productos a tasas más altas que el reemplazo natural. El ratán fue uno de los primeros ejemplos documentados de tala excesiva (de Beer *et al.* 1989). Se ha demostrado que la tala excesiva de palmito ha sido la causa de la disminución de la producción de palmito de especies forestales, observada durante los últimos 30 años (CATIE 2008).

Actores del sector forestal y entornos institucionales de BAU: Bajo un sistema BAU, el control gubernamental sobre los bosques es débil en muchas áreas, con una perspectiva a corto plazo. En general, las situaciones de BAU están asociadas a reglamentos permisivos y marcos institucionales frágiles asociados a la expansión de la frontera agrícola. Los bajos impuestos a la renta agrícola y los incentivos fiscales que favorecen los pastizales por sobre los bosques tienden a sobrevalorar la agricultura y las tierras de pastoreo y a estimular la rentabilidad de la conversión de los bosques. La falta de entendimiento de los SE proporcionados por los bosques fomenta aún más dicha conversión. La extracción ilegal con frecuencia es bastante común y en ocasiones agota las especies más valiosas (CATIE 2008).

Gestión sostenible de ecosistemas

SEM es la gestión sostenible de los ecosistemas forestales. El enfoque SEM se compone de prácticas que buscan obtener beneficios sostenibles de los recursos forestales, y que a su vez conservan la biodiversidad

y el equilibrio ecológico del bosque y mantienen la provisión de los servicios ecosistémicos. Generalmente, SEM fomenta la creación de empleos a largo plazo, igualdad de género, igualdad económica y actividades generadoras de ingresos para las comunidades locales. (El recuadro 8.5 presenta un estudio de caso ilustrativo de las prácticas SEM en el sector forestal).

Tanto en los bosques naturales como en las plantaciones, el enfoque SEM es versátil y se puede adaptar a distintos tipos de bosques y circunstancias socioeconómicas, con sistemas silvopastoriles, agroforestales y de cultivo sostenible entre las posibles opciones de gestión. SEM utiliza herramientas como la explotación forestal de efectos reducidos para ayudar a manejar el bosque con una visión de largo plazo. Los sistemas de explotación forestal de efectos reducidos utilizan técnicas que reducen los daños a los árboles residuales, limitan las perturbaciones y la erosión de las tierras cultivables, protegen la calidad del agua, mitigan el riesgo de incendios, mantienen y fomentan la regeneración natural y protegen la diversidad biológica. Las técnicas y pautas de este tipo de explotación no son fórmulas fijas, sino un enfoque que adapta las opciones de tala a las condiciones biofísicas y económicas existentes basándose en la evaluación y planificación específicas del lugar.

El Código Modelo de Aprovechamiento Forestal de la FAO (Dykstra *et al.* 1996) es la base para el diseño de sistemas de explotación forestal de efectos reducidos. Este código, generalmente incluye muchas o todas las siguientes actividades, que implican costos iniciales de inversión sustanciales como la preparación y coordinación del personal. Estos costos se recuperan gracias a un uso más eficiente de los equipos, de las opciones de tala y de la pérdida de troncos cortados y a un mejor rebrote de los bosques (véase el recuadro 8.4).

- inventario y mapeo de árboles existentes antes de la tala;
- planificación de caminos y vías de arrastre antes de la tala;
- corte de lianas anterior a la tala;
- tala dirigida;
- corte de tocones más cerca del suelo;
- uso eficiente de los troncos caídos;
- construcción de caminos y vías de arrastre de una anchura adecuada;
- izado de troncos con cabrestante en las vías de arrastre planificadas;
- construcción de cargaderos de tamaño óptimo; y
- reducción al mínimo de la perturbación del suelo y gestión de desechos forestales.

Certificación: En muchos casos, los beneficios sociales y ecológicos de SEM se comprueban mediante la certificación. Además de asegurar

Recuadro 8.4. Prácticas de gestión forestal sostenible

- Las plantaciones de especies mixtas son preferibles a los monocultivos, debido en parte a su mayor complejidad estructural.
- Rodales de distintas edades en ecosistemas que no son dominados por los incendios.
- Extender la duración de la rotación beneficia a la biodiversidad, en especial favorece la diversidad de la biota de la tierra y las especies asociadas con la madera muerta o la hojarasca descompuesta (Ferris *et al.* 2000; Magura *et al.* 2000).
- Mantener los árboles marchitos, los troncos y otros desechos de madera en el lugar también puede mejorar los valores del hábitat para una variedad de especies, desde los hongos hasta los pájaros que anidan en los agujeros.
- Prácticas de gestión que mejoran los suelos en lugar de degradarlos. Prácticas como las casillas de plantación, el uso de enmiendas, la retención de los residuos de la tala y una menor alteración durante la preparación del sitio y durante la tala, ayudan a mantener la fertilidad del suelo y la diversidad de los organismos del suelo, lo que es esencial para la conservación y el ciclo de los nutrientes.

Fuente: Johnston *et al.* (2002).

tierra, complementando sus ingresos provenientes de la agricultura de bajo impacto y otras actividades económicas (CATIE 2008).

Según SEM, muchos PFNM se pueden cultivar en áreas colindantes a las comunidades, donde compiten y rotan con otros productos agrícolas adaptados a las condiciones locales. En estas mismas áreas, las plantaciones forestales abastecerán a una gran parte de la industria de la madera, el papel y la pulpa. La gestión forestal puede ser flexible, orientada a mantener la resistencia del ecosistema al cambio climático, lo que asegura la regeneración de los árboles talados y evita las situaciones que afectan a los SE provistos por los bosques (CATIE 2008).

Información transparente de mercado para SEM: La información del mercado está disponible para todos los actores de SEM. Los mercados de productos forestales cuentan con mecanismos de cadena de custodia para hacer un seguimiento a los productos vendidos. Estas disposiciones de transparencia cuentan con el apoyo de las normas de certificación, reglamentos gubernamentales y medidas de control y aplicación. Los sistemas también premian a los propietarios de bosques por la producción y el mantenimiento de SE, lo que genera fondos de fuentes comerciales y no comerciales (véase la sección 8.7).



8.4 EL PAPEL DEL SECTOR FORESTAL EN LAS ECONOMÍAS NACIONALES DE ALC

El sector forestal tiene una función importante en muchos países de ALC. Los productos del bosque constituyen una parte importante de las economías primarias y de las comunidades rurales, además de ser esenciales para la supervivencia de poblaciones remotas. Los bosques bien gestionados pueden generar ingresos y empleo a largo plazo, especialmente en áreas rurales.

La explotación forestal es actualmente la principal fuente de ingresos en el sector forestal, pero los PFNM también son fuentes importantes de ingresos para las empresas rurales y para las iniciativas forestales comunitarias (sección 2.5).

Producto interno bruto

en promedio, las actividades de explotación forestal en ALC contribuyen con el 2% del PIB (figura 8.2). Desde 1990 hasta 2006, la cuota del PIB del sector forestal creció de \$30.000 millones a \$40.000 millones (dólares de 2006), en su mayoría debido a la producción de rollizos (figura 8.3). Este monto se refiere solamente al valor comercial y no cubre el valor posiblemente mayor de los productos forestales y SE utilizados directa o indirectamente por las poblaciones rurales (FAO 2008). Nuevos enfoques

Recuadro 8.5. Estudio de caso de la empresa forestal Futuro Forestal¹

Futuro Forestal es una empresa privada germano-panameña de servicios de reforestación e inversión que en los últimos 15 años ha desarrollado un modelo innovador para la reforestación ecológica y socialmente sostenible en las zonas tropicales. La empresa actualmente administra 16 millones de árboles en Nicaragua y Panamá (el Darién oriental y la Isla Cébaco). Futuro Forestal administra proyectos forestales para grandes inversionistas tomando en cuenta los altos rendimientos de la inversión forestal y un desempeño del crecimiento optimizado, así como la conservación de la naturaleza, una biodiversidad mejorada y la responsabilidad social.

Los proyectos utilizan un sistema mixto de plantaciones, siendo la plantación de la teca (*Tectona grandis*) la única especie introducida y plantada junto a seis especies nativas con alto valor comercial: amarillo (*Terminalia amazonia*), caoba (*Swietenia macrophylla*), cedro espino (*Bombacopsis quinatum*), almendro (*Dipterix panamensis*), zapatero (*Hieronima alchorneoides*) y cocobolo (*Dalbergia retusa*). Además, se plantaron alrededor de 65 especies nativas de menor valor para aumentar la estabilidad y biodiversidad del sistema.

Con Futuro Forestal, los inversionistas compran parcelas de 1 ha por \$24.990 y reciben título de propiedad de la tierra en Panamá, ganancias libres de impuestos panameños por la venta de la madera y una TIR del 11% por un plazo de 25 años por las ventas de madera, semillas y derechos de emisión².

Según la especie, después de 20 a 30 años de crecimiento y ordenación forestal, Futuro Forestal espera tener alrededor de 400 árboles de plantación por hectárea, con alturas de 25 a 35 metros. La mayoría alcanzará alturas de 20 metros en sus primeros 4 a 8 años y el primer ingreso se generará con las distintas entresacas que se realizan en los años 10, 15, 18, 22 y 25.

Las tierras elegidas por la empresa para implementar los proyectos de reforestación se caracterizan por haber sido previamente deforestadas y utilizadas para la agricultura o la ganadería. Futuro Forestal transformará nuevamente estas áreas en bosques con especies nativas en áreas cuyo tamaño y distancia se ajustan a las condiciones de cada lugar. Los bosques creados se acercarán más a un bosque primario que otras plantaciones. El 25% de la tierra se reserva para la regeneración natural.

Estas plantaciones de especies mixtas que imitan a áreas de alta biodiversidad crean un sistema ecológico estable en el bosque, que llevará a una baja vulnerabilidad a las plagas. Tal estabilidad aumenta el crecimiento y salud del bosque que conlleva a mejores rendimientos y madera de mayor calidad. Las áreas están certificadas por el FSC (Consejo de Administración Forestal) a través del Programa SmartWood.

Futuro Forestal paga salarios cercanos al promedio con beneficios de seguridad social y ofrece cursos de capacitación proactiva a sus empleados, como programas de alfabetización y cursos de informática. El proyecto emplea en la actualidad a 50 trabajadores a tiempo completo y a 80 trabajadores de temporada. El proyecto también ha ayudado a los agricultores en el área a aprender sobre los beneficios de la reforestación³.

1 Futuro Forestal. http://wiki.hardwood-investments.net/Futuro_Forestal (19 de mayo de 2009). Consultado el 1 de agosto de 2010.

2 Futuro Forestal. Balancing Nature and Business (Cómo equilibrar la naturaleza y los negocios) http://www.escapeartist.com/Futuro_Forestal/Futuro_Forestal.html, Consultado el 1 de agosto de 2010.

3 Anderson, B. Timber Investments in Panama (Inversiones Madereras en Panamá). <http://www.nuwireinvestor.com/articles/timber-investments-in-panama-51311.aspx> (29 de octubre de 2007). Consultado el 1 de agosto de 2010.

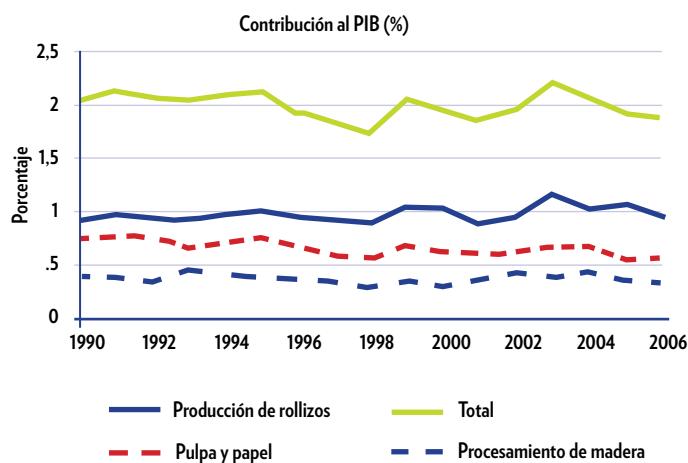
centrados en los SE han ayudado a impulsar el cambio de BAU a SEM en América Latina y el Caribe, en pro de una explotación forestal sostenible. El cambio todavía está en proceso: actualmente, la mayor parte de la producción de rollizos proviene de plantaciones.

Empleo

El sector forestal juega un papel social importante en ALC a través de la creación de empleos. De acuerdo con la FAO (2008), el empleo en las industrias de rollizos, pulpa y papel y procesamiento de madera

alcanzó 1,5 millones en 2006, 0,75% del total regional (figura 8.4). Contando todas las actividades, formales e informales, en 2001 el sector forestal proporcionó más de 8 millones de empleos, de los cuales 2,7 millones (32%) fueron empleos formales (FAO 2006b). Estas cifras son una indicación del aporte del sector forestal a la mitigación de la pobreza, considerando que las actividades forestales se realizan en áreas rurales, las cuales generalmente son las menos favorecidas (FAO 2006b). Debido a que la mayoría de empleos en el sector forestal están fuera del sector formal, el trabajo forestal es probablemente más significativo para los sustentos rurales y las economías nacionales que lo que sugieren las cifras oficiales (FAO 2010).

Figura 8.2. Contribución de los productos forestales al PIB en ALC



Fuente: FAO (2008).

Los países en los cuales el sector forestal contribuye más al empleo formal, informal e indirecto son Brasil, Chile, Perú, Colombia, Argentina, México, Honduras y Guatemala (FAO 2006).

Contribución a las ganancias de divisas y a la producción

Entre 1998 y 2005 las exportaciones de productos primarios y secundarios de la madera y primarios del papel en ALC aumentaron, alcanzando los \$7.500 millones anuales con una caída de alrededor del 30% en 2006 (figura 8.5).

Estado actual de la producción de madera en ALC

El volumen total de la producción de rollizos de ALC alcanzó los 134 millones de m³. Esto representa alrededor de un tercio de Asia y el Pacífico, África y ALC combinados, donde un 63% proviene de plantaciones que han tenido un importante efecto en la reducción de la extracción en bosques naturales (FAO 2009).

En los bosques naturales, las concesiones forestales privadas a largo plazo gestionan la mayor parte de la producción. Bolivia, Guyana y Surinam poseen las mayores concesiones (hasta 200.000 ha.) Guatemala, Perú y Venezuela, en general, tienen concesiones de tamaño mediano; en Colombia, Ecuador, Honduras y Trinidad y Tobago se encuentran concesiones de menor escala (OIMT 2006). En Brasil, tradicionalmente los productos forestales provienen de tierras privadas, pero también se han abierto concesiones forestales para la tala en el Amazonas como una estrategia para evitar la ocupación ilegal y para reducir la presión en las áreas de conservación.

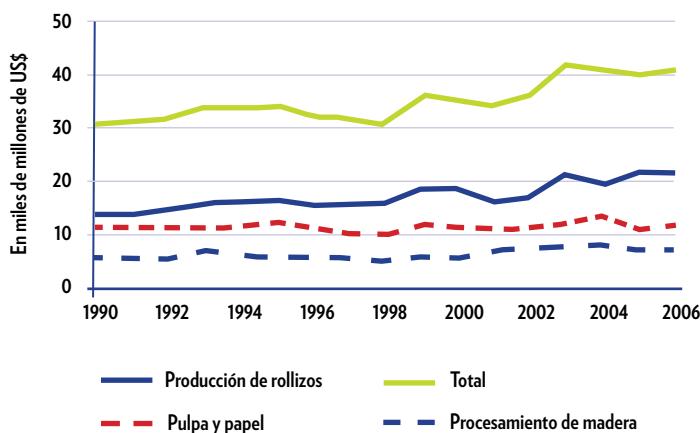
Productos forestales no madereros

Los bosques ofrecen una amplia gama de PFNM, importantes para la industria y los residentes de áreas rurales. Incluyen una variedad de frutas, frutos secos, semillas, aceites, especias, resinas, gomas, fibras para la construcción, muebles, ropa o utensilios y productos vegetales y animales con fines medicinales, cosméticos o culturales (PNUMA-WCMC 2010).

Seguridad alimentaria, plantas medicinales y fibras naturales: Una gran parte de las personas más pobres del mundo dependen de los PFNM para su supervivencia e ingresos. Como mínimo 40.000 especies de plantas y animales se utilizan a diario (CIFOR n.d.). Los PFNM se pueden extraer o producir directamente de los bosques naturales o plantados. Algunos ejemplos de alimentos son las nueces Maya (véase el recuadro 8.6.), las nueces de Brasil, el cacao, el palmito, una variedad de raíces comestibles y muchos tipos de frutas. Cuando los PFNM logran una demanda constante y una posición importante en el mercado, puede que dejen de producirse en los bosques naturales. Por ejemplo, las nueces de Brasil y los palmitos ahora se producen en plantaciones.

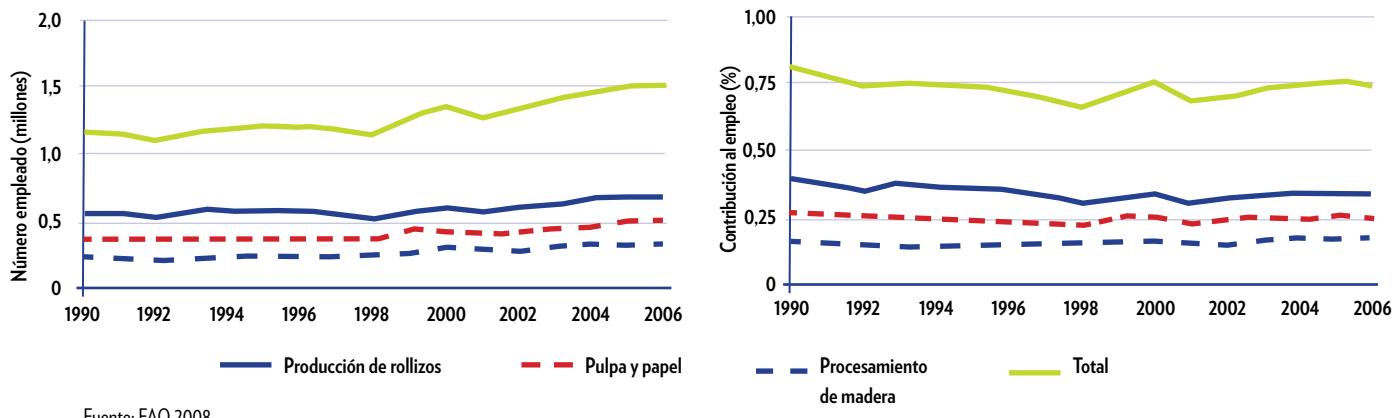
Las mujeres de grupos familiares de bajos ingresos con frecuencia dependen de los PFNM para su uso doméstico y subsistencia. Una mejor gestión de los PFNM ha ayudado a estos grupos a generar más ingresos provenientes de materiales forestales y al mismo tiempo protegiendo los bosques. Alrededor del 80% de la población de los países en desarrollo utiliza productos forestales no madereros para sus necesidades nutricionales, domésticas y de salud. Como mínimo, 150 productos forestales no madereros se comercializan internacionalmente (Etherington 2008). La demanda de plantas medicinales está creciendo a tal velocidad que se están destruyendo las reservas

Figura 8.3. Producción forestal en ALC, 1990-2006



Fuente: FAO (2008).

Figura 8.4. Empleo generado por las industrias del sector forestal formal en ALC, 1990-2006



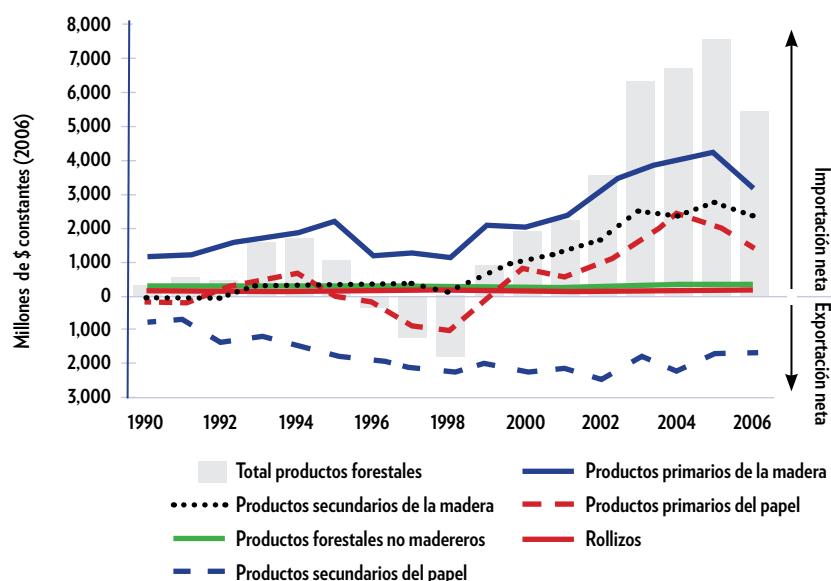
Fuente: FAO 2008

en su hábitat natural. Cientos de especies se están talando en forma excesiva y podrían extinguirse de no protegerse o cultivarse (Lambert *et al.* 1997).

El agotamiento local del tripeperro, que se utiliza para elaborar artesanías en Quindío, Colombia, se estudió con un grupo de 80 artesanos y 25 recolectores, quienes tardaban de una a cuatro horas para llegar a un bosque en donde la materia prima todavía está

disponible. El promedio fue de 8,5 horas por viaje, ocho veces más que hace 15 años debido al agotamiento del recurso en áreas más cercanas a la ciudad (Ramos 1997). Este estudio advirtió que, bajo los actuales sistemas de extracción, se produciría una escasez de tripeperro en los bosques cercanos y a media distancia en un período de cinco años. Para satisfacer la demanda los artesanos tendrían que aumentar la extracción promedio en dos horas, costándole al grupo \$8.500, u \$82 por pieza.

Figura 8.5. Importaciones y exportaciones netas en el sector forestal de ALC, 1990-2006



Fuente: FAO (2008).

Recuadro 8.6. Estudio de caso: Programa de la nuez maya

La incorporación de alimentos tradicionales de los bosques tropicales impulsa la conservación, estimula las economías y mejora la salud en las comunidades centroamericanas y mexicanas¹.

Antecedentes

La nuez Maya (*Brosimum alicastrum*) es una deliciosa y nutritiva fruta de un árbol de bosques neotropicales que constituía un alimento básico para los pueblos precolombinos. La nuez es una excelente fuente de proteína de alta calidad, calcio, hierro, ácido fólico, fibra y vitamina B. Más recientemente, la nuez Maya ha sido fundamental para la seguridad alimentaria rural; miles de pueblos en Mesoamérica sobrevivieron a la sequía y a la hambruna al comer la nuez cuando no había otro alimento disponible. Lamentablemente, hoy en día existe un desconocimiento sobre la nuez Maya debido a que la globalización, las cosechas de exportación y la deforestación influyen negativamente en la cultura indígena y en los bosques que los sustentan. La pérdida del conocimiento indígena llevó a los pueblos locales a cortar los árboles de nuez Maya para leña y construcción y a quemar bosques de nuez Maya para plantar cultivos. El árbol está en peligro de extinción en muchas de sus variedades, y esto amenaza la seguridad alimentaria de las poblaciones humanas y animales².

La nuez Maya es un alimento básico ideal para la hambruna, debido a su abundancia, facilidad de cosecha y procesamiento y sus buenas cualidades de almacenamiento, nutricionales y culinarias. Cada árbol produce de 50 a 300 kg de alimento anualmente, lo cual se puede cosechar fácilmente y con rapidez desde el suelo durante los dos meses de la temporada de cosecha. La nuez tolera la sequía y las tierras cultivables pedregosas y poco profundas, lo cual la hace apta para terrenos que requieren reforestación y áreas que se prevén sufrirán sequías inducidas por el cambio climático. Una vez sembradas, las plantaciones requieren de pocos cuidados y de ningún insumo. Una plantación de diez años de antigüedad puede proporcionar 23 toneladas de alimentos/ha/año. Cuando se deshidrata, la nuez se puede almacenar durante cinco años, lo que constituye una excelente opción para las familias sin seguridad alimentaria. Muchos bosques de frutos secos ofrecen de cuatro a seis veces más calorías, diez veces más proteínas y 100 veces más micronutrientes por hectárea que el maíz.

La campaña Niños Sanos, Bosques Sanos promueve la producción y el consumo local de la nuez Maya para ayudar a resolver la malnutrición y las crisis económicas en Mesoamérica y el Caribe, donde casi el 50% de los niños de áreas rurales con menos de cinco años de edad padecen de malnutrición crónica y menos de un 10% de las mujeres de las áreas rurales trabajan fuera de su hogar. Niños Sanos, Bosques Sanos integra las economías rurales, la conservación de los bosques tropicales y la salud estableciendo a las mujeres como vigilantes de la familia y del medio ambiente. Desde 2002, 14.000 mujeres de 800 pueblos han recibido capacitación sobre la nuez Maya para generación de alimento e ingresos; 6.000 niños de 45 pueblos han estado consumiendo la nuez como parte de un novedoso programa de almuerzos escolares.

BAU en comparación con SEM

El actual paradigma agroeconómico en la zona rural de América Central, el Caribe y partes de México no busca ofrecer a las personas alimentos de alta calidad producidos en forma local. El modelo BAU valora los cultivos con uso intensivo de insumos para la exportación, como bananas, azúcar y café. Este modelo BAU beneficia a la élite establecida de propietarios y a los intermediarios del mercado, pero exacerba la pobreza rural, la malnutrición y la privación de derechos socioeconómicos al pagar bajos salarios, excluir a los productores de la toma de decisiones y de las oportunidades de libre comercio y al apropiarse de tierras de primera calidad para la siembra de cultivos no alimentarios.

Un ejemplo es la producción de azúcar en Guatemala. En este país, se han talado unas 200.000 ha de bosque de nuez Maya en la costa sur para plantar caña. La mayor parte del azúcar producida en Guatemala se exporta (Suárez 1996), no obstante, los trabajadores ganan solamente \$50 a la semana. Si los campos de azúcar en Guatemala se reconvertieran a bosques de nuez Maya, dentro de ocho años producirían 295.000 toneladas al año de alimento de alta calidad, con un valor local de \$535 millones (a \$1.76/kg por semilla de nuez Maya).

La situación BAU de los almuerzos escolares en Guatemala también amenaza la seguridad alimentaria, las economías rurales y la salud. Un típico almuerzo escolar en una escuela rural de Guatemala cuesta \$0,11/día/niño y puede incluir jugo en caja o leche, sopa, arroz y frijoles. La mayoría de estos alimentos se compran a grandes empresas nacionales o multinacionales que los importan. Los programas de almuerzos escolares convencionales no hacen mucho para estimular la economía local.

El enfoque SEM de Niños Sanos, Bosques Sanos busca crear un valor social y económico para la nuez Maya al educar a los responsables de la toma de decisiones, las empresas privadas, las comunidades y familias sobre las ventajas nutricionales, económicas y ambientales de la nuez Maya en comparación con los cultivos convencionales. El almuerzo escolar de nuez Maya cuesta un poco más que el modelo convencional a \$0,15/día/niño (Vohman 2010), pero tiene la ventaja de que lo producen localmente mujeres de áreas rurales, lo que asegura que cada centavo gastado también es una inversión en una empresa comunitaria.

Costos de la transición de BAU a SEM

Los árboles de nuez Maya requieren varios años para llegar a ser productivos. Un análisis costo-beneficio de la reforestación de la nuez Maya en América Central (Equilibrium Fund 2010) mostró que el costo de establecer la primera hectárea de árboles es de \$3.277, y \$1.696 por cada hectárea adicional. Si este bosque fuera manejado por una familia o comunidad para producir harina de nuez Maya, el bosque pagaría la totalidad de la inversión inicial en reforestación y la adquisición de equipos de procesamiento, lo que generaría un ingreso neto de \$5.804 en el séptimo año. Para el año 10, si se maneja para producción de harina, el bosque generará \$25.417/ha/año.

1 Preparado por Erika Vohman (2010), Directora de The Equilibrium Fund.

2 Muchas especies silvestres mesoamericanas consumen la nuez Maya como alimento.

MERCADOS DE PFNM

Solamente en la cuenca amazónica el comercio formal en PFNM se valora en \$200 millones por año, lo que es inferior al 1% del valor total del sector forestal (CATIE 2008). La cuota de las exportaciones de los PFNM en la región es de igual forma muy baja en comparación con los productos primarios y secundarios de la madera y el papel (figura 8.5). Sin embargo, la contribución total de los PFNM al sector forestal no está clara porque las industrias de procesamiento de PFNM se tratan como actividades del sector de manufactura, y no del sector forestal. Los mercados han sido en gran medida informales, con poco control de las autoridades nacionales y locales (véase el recuadro 8.7 sobre el financiamiento del biocomercio). Los datos sobre la producción y el comercio de PFNM son escasos y, en ocasiones, imprecisos, salvo por los pocos productos que se extraen a gran escala (CATIE 2008).

En 2005, la venta de PFNM en Perú generó más de \$14 millones, en productos como el algarrobo (6,5 millones de kg/año), la uña de gato (0,5 millones de kg/año), la tara (3,9 millones de kg/año), la sangre de grado (1,1 millones de unidades/año), el palmito (0,2 millones de kg/año) y un gran número de plantas medicinales y aromáticas (CATIE 2008). Uno de los productos emergentes es el camu camu, promovido por su alto contenido de vitamina C; el camu camu en la actualidad se cultiva en plantaciones, uno de los más recientes ejemplos de la domesticación de PFNM de gran éxito, además de la rota, el palmito y el caucho. (Véanse el recuadro 8.6 sobre el biocomercio y el recuadro 8.7 sobre plantas medicinales y asociaciones de productores).

En Brasil, Bolivia y Perú la cadena de valor de la nuez de Brasil ofrece empleo directo a 15.000 personas (FAO 2009). En Bolivia, las nueces de Brasil constituyen un 45% de las exportaciones relacionadas con los bosques del país, que contribuyen con \$70 millones/año (CIFOR 2008a). Los principales PFNM amazónicos en volumen comercializado, valor y participación de actores locales son la nuez de Brasil en Bolivia y el palmito en Brasil y Perú (OIMT 2006). En Costa Rica y Cuba, se elaboran grandes cantidades de miel en manglares (Hernández *et al.* 2000).

EL PAPEL DE LOS PFNM EN LA POBREZA Y EL SUSTENTO RURAL

A nivel internacional, los PFNM son importantes para algunos sectores de la sociedad de ALC. Sin embargo, estos productos no tienen el potencial de transformar fácilmente las economías locales o las instituciones y prácticas sociales y culturales en forma positiva. Los PFNM transados comercialmente pueden generar beneficios reales para grupos locales y, como se analizó, pueden llevar indirectamente a la conservación de especies y bosques, pero el mayor valor para los grupos locales con frecuencia se halla en el uso para su subsistencia y el comercio local (Laird, Wynberg y McLain 2009).

Recuadro 8.7. Dar acceso local al financiamiento: El Fondo Biocomercio en Colombia

De acuerdo con el Instituto Humboldt en Colombia, los productos del biocomercio generan alrededor de \$25 millones/año. Las plantas medicinales generan más de \$10 millones/año en Colombia y los ingredientes naturales que utiliza la industria farmacéutica representan entre \$8 millones y \$10 millones/año, con una tasa de crecimiento del 50% en los últimos tres años. Se espera que la demanda de productos del biocomercio siga creciendo en el futuro próximo, esto presenta una oportunidad para generar crecimiento económico en las comunidades rurales colombianas.

Las empresas basadas en la biodiversidad necesitan tener acceso a recursos financieros. Esto es un desafío para las iniciativas de biocomercio. El “Fondo Biocomercio” fue creado en diciembre de 2005 por el programa nacional de biocomercio colombiano (administrado por el Instituto Alexander von Humboldt). El programa se lanzó como una iniciativa sin fines de lucro que “busca contribuir a implementar los objetivos del CDB (Convenio sobre la Diversidad Biológica) proporcionando servicios financieros para mejorar el desarrollo del biocomercio en Colombia”. El Fondo Biocomercio ofrece servicios financieros a empresas comprometidas a cumplir con los principios del biocomercio. Los productos y servicios financiados incluyen PFNM (medicinales, cosméticos y alimentarios), ecoturismo, sistemas agrícolas (por ejemplo, productos agrícolas, prácticas agroecológicas, mejoramiento de la fauna silvestre) y productos madereros (especies de madera silvestre). El apoyo financiero proviene del FMAM vía el Banco Mundial y la Embajada de los Países Bajos. Desde 2007, los beneficiarios del Fondo Biocomercio han mejorado entre el 40% y el 50% su desempeño ambiental y social, respectivamente. Entre 2007 y 2009, 59 empresas se beneficiaron del Fondo Biocomercio. La facturación total de los beneficiarios en 2008 fue de \$57,6 millones. Actualmente, un total de 19.252 ha con más de 300 especies se rigen por prácticas del biocomercio; se han generado 707 empleos para las comunidades y las minorías y se han beneficiado a 3.206 familias.

Fuente: Jaramillo 2010.

En dos aldeas (116 hogares) al sur de Iquitos en la Amazonía peruana, Gram *et al.* (2001) estudiaron el valor promedio de los productos extraídos por hogar del bosque natural de la llanura aluvial durante un año (cuadro 8.5). Se hizo una distinción entre los bienes consumidos por los hogares y los vendidos.

Estos valores se compararon con los ingresos generados por actividades agrícolas, como cría de animales domésticos y productos de

tierras cultivadas después de las prácticas de corte y quema (consulte el cuadro 8.6). Nuevamente se separó el uso doméstico del uso comercial.

Los productos extraídos de los bosques son más valiosos que las demás actividades combinadas. La mayoría de los productos se usan localmente, mientras que casi la mitad de los productos agrícolas se vende.

El valor total de los productos extraídos en las dos aldeas fue de \$164.142 por año en 13.108 hectáreas. El valor promedio de los productos extraídos por hectárea fue de \$13, y en promedio habían 113 hectáreas disponibles por hogar en las dos comunidades. Visto como un sistema integral, la extracción de PFNM y la agricultura en conjunto tuvieron un valor de \$21/ha/año (Gram *et al.* 2001).

Torras (1999) and Saraiva *et al.* (2007) revisaron las publicaciones sobre el valor de ciertos PFNM/ha/año seleccionados (cuadro 8.7). Estas conclusiones reflejan los niveles de ingresos generalmente modestos, pero estables que puede generar un productor con varias hectáreas. Un ejemplo más complejo, pero bien analizado es el caso de la tala de las hojas de la palmera xate en Guatemala (recuadro 8.9).

PFNM Y LA BIODIVERSIDAD PARA LAS INDUSTRIAS FARMACÉUTICA, COSMÉTICA Y DE CUIDADO PERSONAL

Los PFNM también son valorados en la industria farmacéutica, cosmética y de cuidado personal, y entre los interesados se encuentran recolectores y comerciantes individuales, comunidades rurales, pequeños y medianos productores y procesadores de materias primas y grandes empresas compradoras. En el ámbito mundial, estos sectores son muy grandes, ya que producen \$735.000 millones anualmente (SCBD 2008 en TEEB 2009). Se desconoce qué porción es aportada por prácticas SEM.

A pesar de la importancia de los PFNM y de los recursos de la biodiversidad para esos mercados, la falta de marcos jurídicos claros para acceder a los recursos genéticos a través de acuerdos de prospección biológica ha desincentivado a las empresas a invertir en la selección de los compuestos naturales encontrados en los bosques y otros ecosistemas. El mercado de prospección biológica se encuentra todavía en evolución y aún no ha generado inversiones o pagos directos considerables para las personas locales. Una reciente encuesta mundial descubrió 72 casos de mercados de biodiversidad en 33 países del mundo, de los cuales 63 estaban en 28 países tropicales; 70% de los mercados eran internacionales (Scherr 2004).

Tanto Costa Rica como Brasil se han beneficiado de acuerdos de prospección biológica. Costa Rica ha firmado contratos con más de 30 empresas de investigación farmacéutica y agrícola (Tamayo *et al.* 2004). El acuerdo más conocido fue con Merck en 1991. Según

este acuerdo de prospección biológica, una variedad de recursos de la biodiversidad se sometió a análisis para obtener nuevos componentes farmacéuticos. El acuerdo estableció que el 50% de los beneficios de las fases de descubrimiento y desarrollo de medicamentos se dividirían con el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) y el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). También se incluyeron temas de ganancias compartidas, derechos de propiedad conjuntos, y desarrollo y capacitación de científicos costarricenses (Tamayo *et al.* 2004). Ningún producto nacido de este acuerdo ha llegado al mercado, pero Merck ha inscrito 27 patentes (Medaglia 2007). El costo de las actividades de prospección biológica de INBio ha sido de alrededor de \$0,5 millones al año (Eberlee 2000).

En el año 2000, la multinacional suiza Novartis (fruto de la fusión de Merck y Sandoz en 1996) firmó un acuerdo con la Asociación Brasileña para el Uso Sostenible de la Biodiversidad Amazónica (Bioamazonia). Novartis acordó pagar \$4 millones por la posibilidad de recopilar 10.000 muestras/año durante tres años y pagar más a Bioamazonia después de las pruebas clínicas, el registro de patentes y el lanzamiento de cualquier medicamento exitoso. También acordó dar a Bioamazonia el 1% de las regalías durante los 10 años en que Novartis tiene derechos exclusivos (Peña-Neira *et al.* 2002). Una debilidad de este acuerdo es la falta de un requisito para destinar fondos a la conservación de la biodiversidad y la transferencia de tecnología mediante la participación de científicos brasileños.

El aspecto más importante de estos acuerdos es el potencial para crear capacidades científicas, técnicas e institucionales. Costa Rica se benefició al desarrollar su propia capacidad de investigación en enfermedades como el paludismo y otras que atacan a la agricultura y al conocer mejor la taxonomía, distribución y la historia natural de las especies costarricenses. Sin embargo, este beneficio fue menos claro en Brasil y los resultados se dan más en términos de los pagos realizados a Bioamazonia (McClelland 2004).

8.5 PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL SECTOR FORESTAL

Los productos y servicios forestales dependen del mantenimiento de la biodiversidad y de los SE, mientras que estos sistemas, a su vez, contribuyen al sustento humano, al crecimiento económico y a la seguridad. Además de la madera y de los productos no madereros, los bosques ofrecen una amplia variedad de servicios. Por ejemplo, regulan los flujos de agua, protegen los asentamientos humanos contra los deslizamientos de tierra y las inundaciones y neutralizan los efectos del cambio climático.

Recuadro 8.8. Asociación de productores de la planta medicinal “Jambi Kiwa”, Ecuador

En la provincia andina de Chimborazo en Ecuador, una de las más pobres del país, 20 mujeres comenzaron un proyecto piloto en 1998 para mejorar su calidad de vida, fomentar la igualdad de género, garantizar el uso sostenible de los recursos naturales circundantes y capturar el potencial del mercado de las plantas medicinales. El proyecto se creó durante la crisis que llevó a la dolarización de la economía. A pesar de las dificultades relacionadas con la inestabilidad de la moneda local, los precios y los costos, la iniciativa evolucionó a una empresa comunitaria (una PYME) llamada Jambi Kiwa en el año 2001. Jambi Kiwa era una cooperativa para cultivar, procesar y comercializar plantas medicinales y aromáticas, con más de 600 familias participantes (80% son mujeres con altos niveles de analfabetismo; 75% son indios Puruhá). Su éxito lo fomentó la movilización de una amplia variedad de activos de la comunidad que, a su vez, se utilizaron para aprovechar considerables recursos externos. Gracias al apoyo del Programa Nacional de Biocomercio Sostenible en Ecuador, se implementó un proyecto de tres años (de 2004 a 2008) en asociación con la Organización de Estados Americanos (OEA).

El proyecto promovió el desarrollo económico de grupos minoritarios al fortalecer las capacidades institucionales, comerciales y productivas de Jambi Kiwa, además de consolidar su participación en los mercados nacionales e internacionales. Jambi Kiwa obtuvo acceso a mercados nicho al diferenciar sus productos mediante planes de certificación ecológica, certificación de la calidad y prácticas de biocomercio. Reconocido como un proveedor de plantas medicinales y aromáticas de alta calidad para mercados en Ecuador, América Latina, Norteamérica y Europa, Jambi-Kiwa ha creado un modelo de desarrollo económico sostenible para las localidades, que les permite competir en mercados nacionales e internacionales a través de la diferenciación de sus productos. La diferenciación fue el resultado de una estrategia bien hecha que tiene como objetivo mejorar la calidad y la variedad de productos, mejorar las capacidades de procesamiento y que además cuenta con el respaldo de un sólido plan de comunicaciones y marketing.

El modelo llevó a la eliminación de intermediarios (lo que permitió a Jambi Kiwa subir el precio pagado a los productores por plantas frescas de 8 centavos/kg en 2001 a 20 centavos/kg en 2003); al desarrollo de capacidades para identificar, recolectar, cultivar y cosechar plantas medicinales y aromáticas junto con la certificación de 420 productores en 38 comunidades.

Fuentes: Jaramillo (2010); Instituto Internacional (2004).

Cuadro 8.5. Valor promedio de los PFNM/hogar en dos aldeas de Perú

Tipo de producto	De uso local ¹	Vendidos	Total
Caza	70	20	90
Subproductos animales ²	6	4	10
Pescado para alimento	678	222	900
Peces de acuario	1	122	123
Frutas	17	120	137
Madera y hojas ³	143	16	159
Artesanías ⁴	32	19	51
Plantas medicinales ⁵	23	7	30
Otros productos vegetales ⁶	4	9	13
Leña	145	0	145
Total	1.119	39	1.658

1. Incluye el intercambio local de productos.

2. Huevos, animales pequeños, etc.

3. Materiales para la construcción, por ejemplo, madera para canoas y hojas de palma para techos.

4. Por ejemplo, canastas, arcos y cerámicas.

5. Incluye las plantas que no se usan para cura de enfermedades, pero que se supone son beneficiosas para la salud.

6. Por ejemplo, la miel y el palmito.

Cuadro 8.6. Ingresos generados por bosques naturales frente a ingresos generados por la agricultura en dos aldeas de la Amazonía peruana

Origen del producto/ingresos	De uso local	Vendidos	Total
Bosque natural	1.119	539	1.658
Agricultura ¹	616	553	1.169
Otros ingresos ²	-	-	68
Total	1.735	1.092	2.895

1 Agricultura de corte y quema, como los productos de barbecho y los de la cría de animales domésticos. Los costos están deducidos.

2 Principalmente salarios y regalos, por ejemplo, ropa de parientes en pueblos y ayuda en alimentos por parte de organizaciones religiosas. Los regalos que se cuentan aquí no incluyen los sistemas tradicionales de intercambio de productos locales.

SERVICIOS DE APROVISIONAMIENTO

Los beneficios económicos de los SE en los bosques naturales y plantados provienen en su mayoría del suministro de materias primas: madera, leña y PFNM diversos (OIMT 2007). Empresas forestales de diversos tipos y tamaños explotan los SE de aprovisionamiento que “cultivan” estas materias primas. Las materias primas suministradas dependen, a su vez, del aprovisionamiento de agua, nutrientes, CO₂ u O₂, para las plantas y los animales que las producen y así sucesivamente.

SERVICIOS DE REGULACIÓN

Los SE forestales son importantes no solo para el aprovisionamiento de una variedad de insumos para los procesos económicos, sino también para la regulación de las condiciones en las cuales estos se producen: microclima, salud de los bosques (vulnerabilidad a los incendios y al ataque de insectos y patógenos) y otros (OIMT/UICN 2009). Alrededor de 330 millones de hectáreas de bosque alrededor del mundo están designadas para la conservación, control de avalanchas, estabilización de dunas, control de la desertificación, protección de las zonas ribereñas, producción de agua y conservación de la tierra cultivable y del agua (FAO 2010).

Regulación del agua y el viento: Los bosques proporcionan agua limpia al proteger las tierras cultivables contra la erosión y recargar los cursos de agua y las aguas subterráneas. Las llanuras aluviales pobladas con árboles actúan como áreas de almacenamiento de agua que

Servicios ecosistémicos para la industria forestal

La mayoría de los procesos económicos basados en los bosques requieren el crecimiento de madera y PFNM. A su vez, estos dependen de insumos de SE, como el agua en forma de precipitación y la humedad de la tierra cultivable, ciclo de nutrientes, fertilidad de los suelos, polinización y distribución de las semillas y control de plagas. Entre otros SE esenciales a nivel de ecosistemas se encuentran la diversidad genética, la asimilación de desechos y la mitigación de tormentas. Pocos de estos SE pueden ser reemplazados fácilmente; si se degradan, los bosques pueden cambiar de carácter, perder productividad o perderse por completo. Los bosques no solamente utilizan SE, sino que proporcionan muchos de los mismos SE para usos posteriores. Por ejemplo, los bosques no solo reciben y utilizan agua en la forma de lluvia, escorrentía, aguas subterráneas y vapor, sino que además almacenan y reciclan agua, la cual proporciona muchos SE esenciales relacionados. Lo mismo se puede decir de muchos otros SE: los bosques sanos sostienen los SE que se relacionan con la fertilidad de la tierra, la polinización y la dispersión de semillas, microclimas, crecimiento y almacenamiento de carbono y mantenimiento de la biodiversidad. Si los bosques no se administran en forma sostenible, estos sistemas naturales autónomos están sujetos a la modificación y degradación.

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM 2006) ofrece un marco para analizar los tipos de SE utilizados.

Cuadro 8.7. Valor de la producción de PFNM en distintos bosques de ALC

Autor	Región	Tipo de PFNM	Valores
Peters <i>et al.</i> 1989	Región Mishana de la Amazonía peruana	Alimento: datos entregados sobre árboles/ha, producción de frutos y precio neto por cada especie	US\$400/ha/año
		Materias primas: látex	US\$22/ha/año
Grimes <i>et al.</i> 1994	Amazonía ecuatoriana	Subconjunto de materias primas alimentarias y no alimentarias disponibles y beneficios medicinales	US\$46/ha/año
		Suministro de protio, una resina cerámica	US\$61/ha/año
Anderson <i>et al.</i> 1991	Amazonía brasileña	Valor de cálculos estimados solamente de la palmera babasú	US\$59/ha/año
Godoy <i>et al.</i> 1993	Bosques mexicanos	Distintos usos de los bosques, madera y café mexicanos te'lom	US\$116/ha/año
Saraiva y Sawyer 2007	Brasil	Diversos PFNM extraídos	R\$174/ha/año

Fuentes: Torras (1999) y Saraiva y Sawyer (2007).

Recuadro 8.9. Uso de la palmera xate en Uaxactún, Guatemala

Los pobladores de la comunidad de Uaxactún en la Reserva de la Biosfera Maya (RBM) subsisten principalmente de los ingresos generados por la venta de PFNM, como frutas, goma, resina y flores decorativas, en especial, las hojas de palmera xate. La extracción excesiva típica de PFNM comercializados con éxito, en combinación con la ausencia de normas y prácticas de gestión, ocasionaron graves dificultades para la sostenibilidad de la planta y de los ingresos que genera su extracción.

Una concesión forestal comunitaria firmada en junio de 2009 en esta comunidad de bosque subtropical es la primera en su tipo. Conservación Internacional y Wildlife Conservation Society (WCS) apoyaron el diseño del acuerdo con la comunidad Uaxactún en estrecha coordinación con el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) de Guatemala.

Según este acuerdo, la comunidad se comprometió a conservar 84.000 ha de bosques, detener la deforestación y la ganadería, proteger especies clave, como el jaguar, controlar incendios, usar la zonificación para limitar la expansión agrícola, operar con prácticas comerciales transparentes y trabajar bajo la supervisión de la CONAP. El acuerdo fomenta el uso sostenible del xate con apoyo financiero y técnico para la crea-

ción de un vivero para repoblar los bosques con xate y con un sobreprecio para la venta de las plantas.

El gobierno considera el acuerdo como un posible modelo para proteger los recursos naturales del país al mismo tiempo que mejora la calidad de vida de su pueblo. Basándose en la experiencia de Uaxactún, la CONAP está estudiando reproducir el acuerdo para implementar la Estrategia Nacional para el Manejo y Conservación de Recursos Naturales, recientemente aprobada.

En 2005, Rainforest Alliance apoyó a los campesinos de Uaxactún en el establecimiento de normas de sostenibilidad y certificación para el aprovechamiento forestal sostenible. Cada año se entregan 30 millones de hojas en todo el mundo para decoraciones del hogar y de las iglesias (especialmente para Domingo de Ramos). Los envíos generan ganancias de más de \$100.000 al año para la comunidad, más de la mitad de las cuales van directamente a los 1300 recolectores de xate. Las exportaciones de xate contribuyen con \$1 millón anual a la economía de Guatemala.

Fuente: Rain Forest Alliance. *Ornamental Greens from the Maya Biosphere Reserve: The Rainforest Alliance's Certified Xate Initiative.* (Hojas decorativas de la Reserva de la Biosfera Maya: La iniciativa de xate certificado de Rainforest Alliance) <http://www.rainforest-alliance.org/profiles/documents/xate_profile.pdf>, consultado en enero de 2010; Conservation International: "Community Leads Forest Protection Effort in Guatemala" (La comunidad lidera iniciativa de protección de los bosques en Guatemala), 21 de abril de 2010.

reducen significativamente los niveles de inundaciones y las velocidades de las inundaciones aguas abajo (Anderson y Masters 1993). Las áreas ribereñas sanas también actúan como esponjas. Cuando se reduce la velocidad de las aguas de inundaciones, estas áreas permiten que una mayor cantidad del exceso de agua se filtre bajo tierra. Una lenta liberación del agua almacenada de las zonas ribereñas ayuda a mantener el flujo de los cursos de agua entre tormentas. La vegetación reduce la velocidad de la acción de las olas y las raíces de los árboles ayudan a unir y a estabilizar la tierra cultivable (Anderson y Masters 1993); por lo tanto, mantener los bosques en las áreas de alto riesgo puede mitigar el daño de las inundaciones y las tormentas en las zonas costeras y montañosas.

Los bosques también actúan como barreras contra el viento, protegen los árboles y las tierras cultivables y crean microclimas adecuados para el crecimiento de árboles y para la agricultura. Los bosques costeros y otros bosques protegen contra los huracanes y otras tormentas de viento.

Polinización y dispersión de semillas: Muchas plantas de los bosques dependen de la polinización de insectos para fructificar y fecundar las semillas y, luego, de otros animales para dispersar las semillas. En los bosques, al igual que en otros paisajes agrícolas, cientos de especies utilizadas por los humanos son polinizadas por insectos, pájaros, murciélagos y otros animales (Hill 1998). Los animales desempeñan un papel igualmente importante en la dispersión de semillas; por ejemplo, de los 172 árboles madereros en el bosque Iwokrama de Guyana, el 51% es dispersado por mamíferos y el 21% por pájaros (OIMT/UICN 2009). Mantener los organismos de polinización y dispersión es parte de los SE reguladores de los bosques.

Tales SE pueden provenir de pequeños parches de bosque natural en paisajes agrícolas trabajados por el hombre. En Costa Rica, por ejemplo, la industria del aceite de palma depende en gran medida de gorgojos de bosques cercanos como polinizadores (Hill 1998). A pesar de la clara relación entre los bosques y sus propios polinizadores y agentes de dispersión, y polinizadores de cultivos cercanos, se necesitan más

Recuadro 8.10. Natura e Iratapuru, Brasil

Alrededor de la Reserva de Desarrollo Sostenible Estatal de Iratapuru, en el bosque amazónico del Estado de Amapá, la lejana comunidad Iratapuru es un caso ejemplar del aprendizaje de Natura de las comunidades tradicionales locales. Las comunidades habían subsistido de la recolección de nueces de Brasil durante generaciones mediante métodos de extracción que cambiaron muy poco. En 2002, se hicieron grandes cambios después de un acuerdo con Natura para la provisión de aceite de nueces de Brasil para la línea Ekos.

Compuesta de 30 familias, la Cooperativa Mixta de Productores Extractivistas del Río Iratapuru vende aceite virgen de nuez de Brasil a Cognis, una empresa que refina el aceite y lo entrega a Natura, que a su vez lo usa para fabricar champús, acondicionadores y barras de jabón. A la comunidad se le paga dos veces, al comienzo de la cadena productiva, como proveedor del aceite, y al final, como un porcentaje de las ventas de los productos Natura. A fin de fijar un precio justo para estos pagos, se organizaron reuniones comunitarias con la participación de los jefes de las familias, profesionales de Natura y empleados de Cognis.

Todos los interesados presentaron sus necesidades y expectativas y debatieron sobre los costos, precios y márgenes de ganancia. El gobierno del Estado de Amapá, la ONG Amigos da Terra (Amigos de la Tierra) y representantes de la comunidad académica local apoyaron y participaron en las negociaciones.

Durante cuatro años, los recursos derivados de los acuerdos y de las inversiones que Natura realizó en la comunidad permitieron la construcción de una planta de extracción de aceite que la misma comunidad opera. Natura financió la contratación de Imaflora, el representante en Brasil del Consejo de Administración Forestal (FSC), que certificó la producción de nuez de la planta con el “sello verde FSC” en 2004.

Con el objeto de prevenir que la comunidad se vuelva dependiente de la empresa y para evitar la aparición de una relación de “limosna”, parte del valor recibido por la venta de los productos se asignó a la creación de un Fondo para el Desarrollo Sostenible. Su objetivo es fomentar otras iniciativas económicas de la comunidad, a fin de reforzar su capacidad de gestión técnica y comercial. La comunidad establecerá sus propios objetivos de desarrollo, sin la supervisión de Natura.

Fuente: Arnt (2008).

datos para medir adecuadamente el papel de este SE en el funcionamiento del ecosistema, la sostenibilidad y la productividad de los bosques y para identificar a los SE en mayor riesgo.

Biodiversidad y recursos genéticos: La biodiversidad es crítica para la salud de los bosques naturales, los bosques manejados y las plantaciones. La variedad de especies de plantas, animales y microorganismos es esencial para mantener los ecosistemas forestales saludables y funcionales (Hill 1998). La fragmentación de los bosques en parcelas, común en los paisajes BAU, socava la biodiversidad, con efectos que van desde la simplificación de la reserva genética a la pérdida de especies y SE. La degradación se puede disminuir conectando las parcelas mediante corredores de biodiversidad y manteniendo los bosques a lo largo de las vías fluviales que conectan las parcelas. Las parcelas fragmentadas son más vulnerables a los incendios, a la invasión de especies de hierbas y a la degradación del hábitat (OIMT/UICN 2009). Los bosques fragmentados también conducen a aumentos en los costos de explotación, debido a que los rodados pequeños y dispersos requieren de más trasladados con un mayor consumo de combustible y tiempo.

Las plantaciones de bosques se benefician de la biodiversidad, pero también contribuyen a la conservación de la flora y fauna. Se puede mejorar la biodiversidad en las plantaciones al aumentar la variabilidad cuando se establecen las mismas (Hartley 2002). Una forma obvia es usar plantaciones de especies mixtas en lugar de monocultivos. Es probable que uniones de especies al azar no tengan éxito; se deben diseñar con cuidado mezclas que sean estables y productivas (FAO 1992; Montagnini *et al.* 1995; Lamb 1998). El tipo y la cantidad de especies también se verán afectados por los costos. En ALC, se han probado una serie de árboles autóctonos para su uso en plantaciones (PROFOR 2010; CATIE 2008), pero la disponibilidad de conocimiento técnico y fuentes de semillas ha sido limitada. Una ventaja económica de incorporar diversidad en las plantaciones es que esta ofrece un seguro contra los cambios futuros en los factores biológicos (clima, plagas, enfermedades) y valores de mercado (Carnus *et al.* 2003).

SERVICIOS DE APOYO

La **humedad y fertilidad de las tierras cultivables** son dos cualidades importantes que los ecosistemas ofrecen a los bosques naturales y a las plantaciones. En muchos paisajes rurales en el mundo, la fertilidad de la tierra cultivable se ve afectada por las prácticas BAU y la mala gestión de las mismas. Las tierras cultivables que se han agotado drásticamente requieren inversiones costosas en fertilizantes y otras modificaciones para que recuperen sus niveles productivos. No obstante, la deposición de un exceso de nutrientes puede producir la acidificación y eutrofización, lo que reduce la productividad.



La fertilidad de plantaciones según BAU y SEM: En términos generales, la gestión de plantaciones se asocia con considerables pérdidas de nutrientes. En Kalimantan Oriental, Indonesia, Mackensen y Fölster (1999) descubrieron que en tierras cultivables pobres en alisoles, acrisoles o ferralsoles (típicos de bosques tropicales en América del Sur también), plantaciones de *Acacia mangium* con un volumen de tala de 200 m³/ha perdieron entre un 18% y un 30% de los suministros de Ca y K disponibles después de una rotación. Los costos de reemplazar las pérdidas de nutrientes esperadas en las plantaciones de madera de distintas especies que son manejadas en forma intensiva varían entre el 9% y el 40% de los costos totales de la plantación, según las especies, la gestión del lugar y el tipo de fertilizante (Mackensen y Fölster 1999).

Una pérdida de nutrientes promedio del 20% por ciclo significaría que, en menos de cinco rotaciones, la cantidad de elementos disponible sería limitada. Si el área se administra de forma convencional (con tractores, cosechadoras, etc., y con la quema de los desechos de corta), la pérdida total de nutrientes en lugares típicos después de una rotación asciende a entre un 21% y un 62% de las reservas del sistema de K, de 9% a 32% de Ca y de 5% a 20% de Mg, según el árbol. Las pérdidas totales de P ascienden a un máximo de un 17% y de N (solo para *Eucalyptus deglupta*) a un máximo de un 53%. La pérdida permanente de nutrientes según las prácticas BAU conlleva a la degradación del lugar y una menor productividad.

Mediante algunas prácticas SEM como la gestión que conserva la tierra sin quemar la broza o el uso de métodos que preservan el suelo (máquinas livianas, sistemas de transporte con cable aéreo), las pérdidas de nutrientes que se producen en cada rotación pueden reducirse en alrededor de un 50% (Mackensen y Fölster 1999).

La tasa interna de rentabilidad calculada de acuerdo con estipulaciones del gobierno fue de un 17.7%. Si la gestión de fertilidad se orienta a reemplazar las pérdidas de nutrientes y, por consiguiente, los costos de la plantación aumentan en un 13% (reemplazando a los nutrientes eliminados con la tala), la TIR cae a un 11%. En consecuencia, los cálculos de inversión para las plantaciones deben considerar los efectos específicos del lugar en los presupuestos para nutrientes. Manejar grandes áreas uniformes de forma convencional es económicamente menos eficiente (Mackensen y Fölster 1999).

SERVICIOS CULTURALES

La valoración de los ecosistemas forestales y de la biodiversidad en sus muchas formas es un aspecto cultural arraigado y compartido por los pueblos tradicionales

en toda América Latina y el Caribe, y por algunos grupos modernos, como aquellos que apoyan las cuencas hidrográficas forestadas y los productos de madera certificados. Algunas prácticas agroforestales utilizadas tradicionalmente por las comunidades indígenas en los bosques naturales mejoran la biodiversidad. El desmonte de pequeños parches de bosque que realizan las familias mayas (por ejemplo) para cultivos de alimento y fibra; el enriquecimiento de plantaciones de frutas y árboles de frutos secos; los ciclos de tala y regeneración; todas estas medidas apoyan el crecimiento de una serie de especies más diversas.

REGULACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático afectará la gama de SE disponibles para los usuarios de recursos forestales: las industrias forestales, las comunidades rurales y las operaciones agrícolas aledañas. Los cambios en la temperatura y los patrones de precipitación afectarán las distribuciones de especies y los ecosistemas; el aumento y la intensidad de las tormentas traerán una mayor incertidumbre y riesgo a los usuarios y los bosques. La pérdida de árboles por el viento, las sequías y los incendios se podrían multiplicar. El cambio en la frecuencia de los incendios puede afectar la estructura de los bosques, los sumideros de carbono y la calidad del aire. Los árboles sometidos a presión por estos factores podrían volverse más susceptibles a los ataques de insectos o a las enfermedades.

Los servicios que la biodiversidad proporciona pueden contribuir a la rentabilidad a largo plazo de los bosques naturales y plantados al brindarles una mayor resistencia al cambio climático, como se espera de ecosistemas forestales y no forestales con una variedad de especies y con una diversidad genética al interior de las mismas. Por lo tanto, la biodiversidad puede proporcionar SE de resistencia, con lo cual contribuye a mantener otros SE de los bosques.

PARTE 2



8.6 COSTO DE LAS PRÁCTICAS HABITUALES NO SOSTENIBLES

La conversión forestal mediante corte y quema para la siembra de monocultivos de alto valor ha sido una estrategia constante en toda ALC para generar empleos en las áreas rurales. La productividad decreciente de los cultivos en las tierras de bosques tropicales recientemente talados se considera normal, con un abandono permanente de las tierras antiguas y la deforestación de las nuevas para renovar las corrientes de ingresos. La conversión de los bosques a pastizales y tierras de cultivo, además de los incendios asociados a las prácticas generalizadas de corte y quema, provocan la permanente pérdida de los bosques con importantes reducciones en la biodiversidad y en los SE que necesita la industria forestal y la sociedad.

La Revisión de Eliasch (2008), comisionada por el Primer Ministro del Reino Unido, determinó que la deforestación en todo el mundo ha ocasionado una pérdida financiera de entre \$1.800 millones y \$4.200 millones; algunos investigadores ubican el valor neto actual en un máximo de \$25.000/ha (McKinsey & Company 2008). Esta sección relaciona las pérdidas económicas de la conversión de los bosques con los mecanismos de incentivo directos e indirectos de la pérdida y la degradación de los bosques (por ejemplo los subsidios e incentivos fiscales) además del impacto socioeconómico.

Pérdida de la productividad de la tierra

La disminución de la fertilidad de la tierra cultivable en los bosques tropicales, junto con las prácticas de producción no sostenibles, la compactación de la tierra, la erosión, las plagas, las malezas y los patógenos, con frecuencia reducen rápidamente la capacidad de sustento de las plantaciones, los pastizales y los cultivos que en definitiva afectan el rendimiento para las empresas forestales y los agricultores.

Los cultivos BAU en el Amazonas implican la agricultura migratoria extensiva de cultivos anuales como el arroz, el maíz y la yuca. Se tala y quema una parte del bosque para después producir cultivos anuales durante un par de años. La quema ofrece un entorno rico en nutrientes, relativamente libre de plagas, que ofrece altos rendimiento durante uno a cuatro años. Después de ello, los rendimientos bajan rápidamente y se requieren abundantes cantidades de fertilizante para

obtener más cultivos. Eso se debe a que en los bosques tropicales la mayoría de los nutrientes esenciales están dentro de la vegetación viva, la madera muerta y las hojas en descomposición. A medida que la materia orgánica se descompone, la red de radículas vivas y sus simbiontes fúngicos la reciclan rápidamente, pocos nutrientes llegan a penetrar la tierra y esto la debilita. Al cortar el bosque, se altera esta capacidad del ciclo de nutrientes y los nutrientes almacenados en los tejidos vivos se liberan y se pierden.

La degradación y el abandono de la tierra se documentaron en Brasil desde 1960 hasta 1985. En 1985, el 14% de la Amazonía se había convertido a tierra agrícola. De ella, el 63% eran pastizales, el 7% cultivos anuales y el 2% cultivos perennes y bosques plantados. El resto (28%) era barbecho que se debía en parte a la degradación de la tierra cultivable (Andersen 1997).

En contraste, los Estados brasileños que han promovido sistemas agroforestales (una práctica SEM) en sus paisajes han percibido un aumento de la productividad de hasta tres veces más ganado/ha en comparación con los pastizales talados de BAU (Brack 2000). Los análisis económicos (Hecht 1986; Hecht, Norgard y Possio 1988; Almeida y Uhl 1995) muestran que la ganadería en la Amazonía tuvo una productividad muy baja o negativa (si no se toman en cuenta las ganancias por la especulación de tierras) debido en parte a la pérdida de nutrientes después de algunos años. La degradación de la tierra cultivable y las malezas en Brasil generalmente reducen las tasas de la población de ganado de dos cabezas por hectárea durante los primeros cuatro años del pastizal a solo 0.3 cabeza por hectárea algunos años después (White et al. 2001). Esta pérdida séxtuple de la productividad refleja en parte los costos de la utilización de recursos forestales BAU.

Pérdida de ingresos

La explotación forestal convencional, la ganadería y la agricultura establecidos después de la conversión del bosque según BAU, normalmente generan pocos o cero ingresos tributarios, debido a que las tasas por la explotación forestal y otros cargos casi nunca se cobran. El bajo cobro tributario en algunos países es una política para subsidiar el consumo de madera (por ejemplo, como combustible) por motivos sociales (Fernagut 2008). La tala ilegal implica una pérdida de ingresos provocada por los impuestos y las regalías sin cobrar en los países que regulan las actividades de tala. La pérdida de los ingresos en todo el mundo es de \$5.000 millones/año (Fernagut 2008).

CONVERSIÓN DE TIERRAS/DEFORESTACIÓN

El agotamiento de los bosques en los países de ALC se está dando a una velocidad alarmante. Esto afecta la base de recursos naturales de la cual dependen los sustentos de las comunidades rurales. Las economías rurales siguen estando estancadas. Sin inversión, la única manera de aumentar los ingresos es seguir expandiendo la frontera agrícola, lo que ha llevado a un mayor estancamiento. La conversión de tierras lleva a la pérdida de la biodiversidad y de los sustentos para las personas que dependen de los bosques, aumenta las emisiones de gases de efecto invernadero (precipitaciones, inundaciones, sequías) y aumenta la sedimentación y la degradación de la tierra cultivable (Kanninen *et al.* 2007).

La principal causa de la conversión de la tierra ha sido la agricultura permanente a gran escala, seguida por la agricultura permanente a pequeña escala (figura 8.6). Chomitz (2007) resume los factores que influyen en las tasas de deforestación:

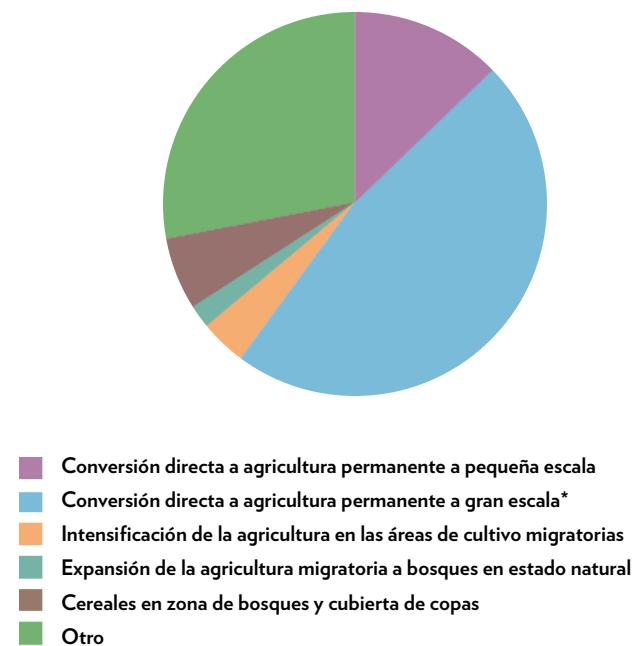
- la adaptabilidad de la tierra para la agricultura (plana, fértil, buena cantidad de lluvias y con buen drenaje);
- la disponibilidad de créditos tributarios;
- accesibilidad, por carretera por ejemplo;
- el precio de los fertilizantes (los aumentos de precio aumentan la presión sobre los bosques);
- la demanda de productos agrícolas, niveles de precios en la finca; y
- situaciones en las cuales la tala facilita la obtención de derechos de propiedad, lo que fomenta la especulación de tierras.

El fuego y la degradación de la tierra

El fuego es una herramienta tradicional para obtener nuevas tierras para la agricultura, al desbrozarla, matar las plagas e introducir las cenizas en el suelo para mejorar su contenido de nutrientes. Esta técnica funciona por algunos años, pero lleva a la erosión y la degradación de la tierra debido a la pérdida de las capacidades cíclicas de los nutrientes y de retención de los sistemas de árbol de raíz. La pérdida de la sombra proveniente de la cubierta de copas lleva a un factor de degradación adicional: el calentamiento de la superficie de la tierra, el endurecimiento de la superficie y una menor humedad de la tierra.

El riesgo de los incendios forestales en América Latina es alto, especialmente en los períodos de aumento de las sequías, como las provocadas por El Niño en América Central en 1998, cuando las pérdidas de la región fluctuaron entre \$10.000 millones y \$15.000 millones (Cochrane 2001). En América del Sur, la incidencia de la quema agrícola como causa de los incendios forestales se ha mantenido estable durante décadas. Chile es una excepción: la quema

Figura 8.12. Causas de la pérdida del área de bosques en América Latina tropical, 1990-2000



*Incluye el ganado y la limpieza para plantaciones de árboles industriales.

Fuente: FAO (2001).

como causa de incendios forestales ha disminuido en 25 años de un 41% (1976-1980) a un 12% (1991-2000). La clave para ello fue la adopción de prácticas SEM (Alvear 2004).

Los métodos BAU de conversión de la tierra se centran en la ventaja económica a corto plazo de la quema, aunque omite los costos a largo plazo y los efectos externos, como el arrastre de los nutrientes, la sedimentación, el riesgo de incendios y la contaminación atmosférica.

Subsidios

Los rendimientos financieros de los bosques naturales y plantados son un factor principal que impulsa la gestión, la conservación y las inversiones forestales en todo el mundo. Las actividades económicas que explotan los bosques naturales y los sustituyen con otros usos de la tierra con frecuencia reciben un considerable apoyo financiero del sector público. Los gobiernos han elaborado diversos mecanismos para apoyar la conversión de los bosques: subsidios directos, créditos subsidiados, incentivos fiscales y otras formas de transferencias. Subsidiar la adquisición de la tierra también contribuye a la conversión de los bosques mediante su influencia en los precios de la tierra (Cubbage *et al.* 2007).

Un gran porcentaje de los bosques plantados del mundo se crearon con uno u otro tipo de subsidio en algún momento, de forma directa

o indirecta (Bull *et al.* 2006). Generalmente, los subsidios directos en América del Sur cubrieron cerca de la mitad de los costos de establecimiento (Cubbage *et al.* 2007). Más del 75% de los costos de establecimiento pueden quedar cubiertos cuando se consideran subsidios adicionales para la tierra, para el mantenimiento y muchos otros costos (Bull *et al.* 2006). Los subsidios generalmente aumentan las tasas de rendimiento en un 2% a 3% (Cubbage *et al.* 2007). Los subsidios sin duda han impulsado la rápida expansión de las plantaciones.

Los subsidios para el aprovechamiento de los bosques naturales difieren de aquellos creados para las plantaciones. Las principales herramientas de la política de subsidios para promover la inversión forestal en bosques naturales son los impuestos anuales sobre la propiedad (Cubbage *et al.* 2007).

Efectos negativos de los subsidios forestales: Los incentivos tributarios y crediticios para la agricultura y la ganadería han sido fundamentales para la expansión de la deforestación en ALC (Browder 1985; Mahar 1988; Binswanger 1989). El crédito subsidiado sigue siendo un incentivo común para la ganadería y la agricultura (White *et al.* 2001).

En la Zona Atlántica de Costa Rica, la inversión en tierra productiva se distorsiona hacia arriba por los subsidios a las tasas de interés, lo que lleva a la especulación de las tierras, tasas infladas de inversión en la tierra, fincas de mayor tamaño y tasas más altas de deforestación en las zonas de las fronteras agrícolas. El crédito subsidiado de sustento y otras formas de subsidio agrícola que aumentan el valor marginal de la tierra, promueven aún más este proceso (Roebelinga *et al.* 2010).

El análisis de los subsidios a las plantaciones en Costa Rica y Nicaragua mostró solamente un éxito moderado para promover la creación de plantaciones de árboles. Este éxito fue opacado por la alegaciones de desigualdad, ineeficacia y efectos ambientales negativos. Se establecieron con éxito menos hectáreas de aquellas por las que se habían pagado subsidios: en Costa Rica, solamente el 50% y en Nicaragua, el 27% (Bull *et al.* 2006).

Los subsidios también desempeñan un papel importante en el deterioro ambiental; a escala mundial, es posible que los subsidios sean su causa principal (Taylor 1998). Un informe sobre incentivos perversos para el Consejo de la Tierra concluyó que cuando los precios no reflejan los costos y los beneficios totales de la producción y el consumo, no se transmite adecuadamente la información sobre recursos escasos y valores ambientales por lo que las personas actúan con base en información errónea (De Moor 1997). En el sector forestal, al igual que en otros sectores, un precio no comercializable y una estructura de incentivos llevan a un exceso de inversión, sobreoferta o uso excesivo y pueden provocar una degradación ambiental.

Bajo ciertas circunstancias, los subsidios pueden ser aceptables: para obtener beneficios ambientales como la reforestación de las tierras degradadas, ofrecer zonas de mitigación alrededor de las reservas

y la estabilización de las cuencas hidrográficas. Es probable que las circunstancias según las cuales estos subsidios pueden ser aceptables sean específicas del lugar (Bass *et al.* 1996). Las plantaciones pueden proporcionar SE adicionales, como mejorar la diversidad biológica, reducir la salinidad y secuestrar carbono. Estos beneficios se deben considerar cuando se analice el otorgamiento de subsidios (Pagiola y Bishop 2002).

Conversión de los manglares

La fauna marina y de estuarios, como el cangrejo, los mariscos, el camarón y los peces que habitan los manglares proporcionan ingresos y proteínas a las comunidades ribereñas. Los manglares proporcionan madera y combustible, además de muchos PFNM y SE, como la protección contra tormentas, drenaje y filtración, rompevientos y agua dulce (Gammage 1997).

Los manglares en el Caribe son esenciales para mitigar los efectos de las tormentas tropicales, ya que actúan como barreras naturales para los vientos, las mareas de tormenta y otros peligros climáticos costeros. En las zonas vulnerables a las tormentas, la desaparición de los manglares aumenta los efectos en las líneas de la costa y el costo de recuperar, reconstruir y reubicar a las personas.

Los manglares son esenciales para la industria camaronera; la deforestación y la escorrentía de productos agroquímicos afectan directamente la zona de reproducción del camarón, lo que retrasa la productividad y disminuye los rendimientos (véase el recuadro 8.11). En El Salvador, esta industria agrega alrededor del 3,8% a los ingresos de exportaciones anuales. Unas 112.000 familias dependen de 26.772 hectáreas de manglares y bosques salobres (MIPLAN 1993; Paredes *et al.* 1991; Foer 1991 in Gammage 1997).

8.7 BENEFICIOS ECONÓMICOS NETOS DE SEM

Esta sección analiza los beneficios económicos de SEM en áreas relacionadas con la producción de recursos forestales y la certificación, el rendimiento de la inversión y los beneficios económicos de las plantaciones mixtas en comparación con los monocultivos.

Los distintos tipos de usuarios de los recursos forestales (indicados en el cuadro 8.1 anterior) tienen diferentes costos de transición de BAU a SEM. Los pequeños agricultores que ocasionalmente venden madera o PFNM en volúmenes bajos pueden considerar que el cambio a prácticas SEM certificadas es costoso y que los beneficios económicos netos no son tan evidentes. Para las operaciones medianas, el acceso a los mercados y las nuevas opciones de generación de ingresos puede ser un incentivo para participar en prácticas SEM, especialmente si varios productores se reúnen para que la certificación SEM sea asequible.

Recuadro 8.11. Efecto de la explotación forestal en un manglar de Barra de Tecoanapa, México

La degradación de los manglares amenaza el sustento de las poblaciones costeras en varios países de ALC. En México, el desarrollo urbano, la agricultura y la ganadería, la acuicultura y la contaminación están llevando a la pesca dependiente de manglares sanos al borde del colapso. La tala del mangle continúa y, con ello, se reduce la productividad y se afectan a las pesquerías.

Un estudio realizado en Barra de Tecoanapa en la costa de Guerrero mide la magnitud del daño económico (pérdida de beneficios netos), mediante el daño ambiental y la degradación de SE, provocado por la deforestación de 3,5 ha de manglar para plantar maíz en una comunidad a lo largo del río Quetzala desde junio a noviembre de 1992 (Hernández *et al.* 2000).

Producción de caída de hojarasca: Antes de la deforestación, 14,2 ton./ha/año de caída de hojarasca (peso seco) se depositaban en el suelo del bosque. En términos de unidades de carbono orgánico, un cálculo estimado de 7,8 ton. C/año, que antes se depositaba en las 3,5 ha, se perdió para el sistema. Parte de la materia orgánica producida por los manglares se exporta al mar, donde ingresa en la cadena trófica; entre el 10% y el 15% de ella se transforma en peces, crustáceos, moluscos, poliquetos y tejido de isópodos. De esa fracción, la pesca comercial captura no menos del 20% (Odum 1970 en Hernández *et al.* 2000). En consecuencia, se habrían obtenido 1,9 toneladas de tejido vivo de diversos organismos del carbono perdido y 380 kg de pescados, crustáceos y moluscos no se capturaron en el mar el año siguiente. A un promedio de \$1,26/kg, el valor de la pesca se redujo en \$480.

Cambios ambientales registrados: En el lugar estudiado, se produjo una salinización acelerada en diciembre de 1992, junto con un aumento de la temperatura. La salinidad intersticial de la tierra cultivable pasó de un promedio de 12 psu (unidades prácticas de salinidad) en el manglar a 30 psu en el área deforestada. La ausencia de una cubierta vegetal provocó un aumento de las temperaturas a 13°C en la tierra cultivable y a 11°C en el aire

(Hernández *et al.* 2000). Estas variaciones indujeron cambios en el color, la permeabilidad y la densidad de la tierra. La permeabilidad aumentó mediante la lixiviación y descomposición de materia orgánica, que aumentó la parte de arena de un 43% a un 63%. Se observaron cambios en la humedad atmosférica y de la tierra.

Pérdidas económicas: Después de la deforestación, se plantó maíz desde junio a noviembre de 1992, lo que produjo un promedio de 529 kg/ha con un valor de \$0,45/kg, que dejó a los agricultores con un total de \$68 neto de gastos (mano de obra, plantación y control de malezas y plagas). En 1993, se volvió a sembrar en el lugar, pero el rendimiento disminuyó a 190 kg/ha de maíz, a un precio de mercado de \$0,60/kg lo que dejó a los agricultores un ingreso neto de \$20. En 1994 se abandonó el lugar.

La tala de 3,5 ha de manglar produjo para la comunidad una pérdida de madera para la construcción y leña, con un costo estimado de \$80/ha/año. Entre 1993 y 1994, se produjo una reducción del 33% en la pesca de estuario, principalmente debido a la destrucción del refugio, los sitios de reproducción y las áreas de pesca para especies a lo largo de 200 metros de la ribera talada del río. La pérdida de los mangles también produjo el embanque de la parte más profunda del río (2,5 a 4 metros), usado como refugio por las especies de la pesca comercial. Esto fue especialmente decisivo en 1993. Se estimó el promedio de rendimiento de la pesca de 1991-1993 y el promedio de cada especie se multiplicó por el precio del kilogramo de producto fresco en el mercado y se comparó con el rendimiento de 1994. Las pérdidas para la comunidad se registraron como volumen e ingresos para los años 1993 y 1994. Aunque otros factores pueden haber afectado el tamaño de captura, los registros muestran una disminución de 5.305 kg a 4.244 kg de producto fresco para 1993-1994, con un valor de \$1.758 y \$2.030. Las capturas se recuperaron en un 15% y un 17% en 1995 y 1996, salvo por el róbalo, pero nunca alcanzaron el rendimiento de 1991-1992.

Otros beneficios como la cosecha de miel y refugio para la vida silvestre también se analizaron; los costos netos se incluyeron en el siguiente cuadro. Se estima que los costos por talar este lugar fueron 32 veces más altos que los beneficios obtenidos por los agricultores.

Relación costo-beneficios

Productos y servicios	Costos (\$)	Beneficios (kg de maíz)	Ingresos en \$
Extracción de madera y leña	136,0	Ciclo 1992 ...1850	67,6
Pesca de estuarios	1.895,0	Ciclo 1993 ...665	20,4
Componente de la pesca marítima	480,0		
Fauna silvestre	133,0		
Miel	162,0		
Total	2.805,0	Cosecha 2515 kg	88,0
Costos después de 5 años+55% ¹	21.741,0		

¹ Los costos durante los cinco años en los cuales el sitio se recuperó solamente en un 30%, más la inflación promedio registrada durante el mismo período.

Las operaciones de gran tamaño verán que las prácticas SEM son un requisito para acceder al mercado; los costos de certificación serán bajos debido a las economías de escala.

INGRESOS PROVENIENTES DE PRÁCTICAS SEM

Los ingresos de actividades sostenibles relacionadas con la gestión forestal y la recuperación en el Noroeste amazónico pueden haber alcanzado \$123 millones, en la década de 1982-1991 (Arias 1994). El Proyecto Gesoren de GTZ en la Amazonía ecuatoriana calculó los beneficios de los costos evitados de deforestación en \$3 millones, mientras que los costos de control forestal fueron de \$112.000/año (Hexagon Consultores 2007).

Los costos evitados de las áreas protegidas y las prácticas SEM también se pueden calcular al valorar los SE de áreas con bosques. En Perú, el valor económico del secuestro de carbono en 2.4 millones de hectáreas, 92% pobladas con árboles, fue de \$1.250 millones en 2000 con un valor proyectado de \$2.470 millones en 2010 (Chambi 2002). En 2000, se determinó que el valor económico total de la biodiversidad que alberga el área es de \$1.850 millones. El siguiente gráfico incluye beneficios asociados, como la pesca, los PFNM, la madera, la agricultura, el ecoturismo, el oro y el secuestro de carbono, así como valores de opción y existencia.

En Perú, las concesiones de madera administradas en forma sostenible demostraron ser rentables al analizar los valores actuales netos y las tasas internas de rendimiento de seis concesiones (cuadro 8.8). Las TIR fluctuaron entre el 24% y el 74% (González 2005).

SEM, certificación y acceso al mercado

Las nuevas tendencias en la respuesta del mercado al estado de los bosques naturales exigen que las industrias forestales en ALC se adapten hábilmente. Por ejemplo, la denominación de origen en los productos agrícolas, como “café adecuado para las aves de Costa Rica” está siendo de mayor aceptación en los mercados internacionales. Lo mismo se aplica para algunos tipos de madera y PFNM.

Entre los consumidores hay una preocupación en aumento sobre el estado de los bosques y la forma en que los patrones de compra pueden afectar las condiciones de los bosques. La certificación del Consejo de Administración Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) o del Programa para el Reconocimiento de Sistemas de Certificación (PEFC, por sus siglas en inglés), pueden contribuir ampliamente a SEM y se han convertido en una herramienta cada vez más importante para accesar o asegurar mercados. La certificación surge como una forma de contrarrestar los errores del mercado, institucionales y de gobernanza y abre la puerta a nuevos nichos de mercado para productos forestales certificados.

En Guatemala, las concesiones comunitarias con certificación del FSC aumentaron sus ingresos en un 209% a \$5,8 millones. Un aumento

Cuadro 8.8. Rentabilidad en concesiones seleccionadas para madera de gestión sostenible en Ucavali, Perú

Concesiones para madera	NPV	IRR
Concesionario 1	37.904	24%
Concesionario 2	108.894	34%
Concesionario 3	518.410	74%
Concesionario 4	461.085	56%
Concesionario 5	289.148	42%
Concesionario 6	264.157	35%

Fuentes: González (2005).

de la eficiencia de aserrío, caoba de mayor calidad, mejores precios para la caoba certificada por el FSC y la adición de un PFNM certificado por el FSC hicieron posible los ingresos más altos. Asimismo, aumentó el empleo para las mujeres en asociaciones de empresas de PFNM de valor agregado (PROFOR 2010).

En Honduras, las cooperativas se unieron para proporcionar caoba semiprocesada para exportación a mercados certificados al cambiar su cadena de producción y adoptar prácticas SEM. Con solo un aumento del 19% en el volumen talado, sus ingresos aumentaron en un 128% a \$579.375 después de tener acceso a los mercados certificados. Los costos de producción se elevaron en un 40% debido al aumento de costos de gestión forestal y a los impuestos, además del cuidado adicional necesario para producir caoba de calidad (PROFOR 2010).

A pesar de la posibilidad que ofrece la certificación de expandir las empresas forestales y de apoyar SEM, su adopción se ha retrasado. En 2007, solamente 1,2% del área de bosques en ALC estaba certificada, subiendo de un 0,4% en 2002. La participación de la región en el área certificada era de solo alrededor del 4% del total del mundo (OIMT 2008). De acuerdo con el FSC, la certificación en 19 países de ALC representó 11,7 millones de ha en 679 operaciones (cuadro 8.9).

Tres factores principales han obstaculizado el crecimiento de los programas de gestión forestal certificados (Durst *et al.* 2006): (1) una ausencia de sobrepagos para la madera certificada en algunos mercados; (2) una amplia brecha entre las normas de gestión existentes y los requisitos de certificación; y (3) una capacidad débil para formular políticas adecuadas para el sector forestal y garantizar una implementación eficaz. Barreras adicionales son la capacidad insuficiente para implementar SEM a nivel de unidades, para desarrollar normas y mecanismos de cumplimiento y para resolver problemas de tenencia de tierras.

Se espera que surja un interés similar en normas de certificación y criterios de sostenibilidad en las actividades económicas que compiten

Cuadro 8.9. Número de certificaciones de FSC y área bajo gestión forestal en ALC

	Número de operaciones certificadas				Área (ha) en proyectos certificados		
	CDC	OB	OB/CDC	MC/OB	OB	OB/CDC	MC/OB
Argentina	18		14	1		256.331	120,560
Belice	1						
Brasil	252		64			5.474.587	
Bolivia	28		18	1		2.093.158	
Chile	32		13			313.590	
Colombia	4		2			20.361	
Costa Rica	11	2	17		1.060	66.880	
Ecuador	0		4			24.537	
Guatemala	8		10			481.967	
Guyana	3		1			371.681	
Honduras	6		4			16.175	
México	21	1	36		965	717.446	
Panamá	3		7			13.715	
Paraguay	3		2			15.974	
Perú	19		8			628.359	
Puerto Rico	3						
República Dominicana	0		1			1.000	
Uruguay	25		33			916.690	
Venezuela	2		1			139.650	
Total	439	3	235	2	2.025	11.552.101	120.560

Nota: CDC: Cadena de custodia; OB: Gestión de los bosques; MC: Madera controlada

Fuente: Sitio Web del FSC (www.fsc.org), consultado el 26 de febrero de 2009.

con los bosques por la tierra, como los biocombustibles, el ganado y los cereales. Ejemplos de lo anterior son las mesas redondas sobre soja responsable, aceite de palma sostenible y biocombustibles sostenibles, con una activa participación de varios países de la región de ALC. Entre estas organizaciones se encuentran todos los actores de la cadena de custodia y utilizan criterios sociales, económicos y ambientales para guiar las actividades de producción. Los actores de estas cadenas de valor utilizan la certificación para gestión sostenible, conservación de la biodiversidad y el bienestar social como una estrategia para obtener acceso a mercados y como una forma de mejorar la competitividad.

Las prohibiciones del comercio y otras restricciones a las importaciones suelen utilizarse contra los productos que llegan a asociarse con la extracción no sostenible. Por ejemplo, la Unión Europea (UE) lanzó un plan de acción para restringir el ingreso de madera ilegal a la UE, elevando los requisitos de importación para la madera tropical (Comisión de las CE 2003).

Una reciente tendencia entre los certificadores forestales es acercarse activamente a las pequeñas y medianas empresas forestales (PYME) en los países en desarrollo. Las mismas representan un máximo de 80% a 90% de las empresas y muchas empresas forestales de gran escala ya están certificadas. Esto puede ayudar a formalizar las prácticas forestales en la comunidad y otras iniciativas forestales pequeñas y con ello modernizar el sector a ese nivel. Las PYMES, que representan el 50% de los empleos relacionados con los bosques y ofrecen un mayor efecto multiplicador para reducir la pobreza que las operaciones a gran escala, son un modelo para nuevas formas de instituciones rurales, como empresas comunitarias (Rainforest Alliance n.d.).

Especies autóctonas y plantaciones mixtas

Con la utilización de especies autóctonas, es posible repetir la alta calidad de la madera encontrada en los bosques tropicales originales, atender a los mercados locales con maderas conocidas y, a menudo, mejorar las tasas de crecimiento (PROFOR 2010). Se sustenta la biodiversidad

Recuadro 8.12. Estudio de caso: “Planting empowerment”, un modelo de empresa privada para la reforestación local

Antecedentes

Planting Empowerment (PE) es una empresa privada comprometida a realizar actividades socialmente responsables que abordan medios ambientales, sociales y económicos para conservar el bosque tropical en la Provincia de Darién en Panamá. Su modelo de negocios compromete a poblaciones que dependen del bosque tropical para generar oportunidades de inversión en gestión forestal sostenible y aumentar la conservación en áreas de fragilidad ambiental. La Provincia de Darién es reconocida por Conservación Internacional como una zona de gran diversidad biológica. Después de la tala, la tierra normalmente se usa para la agricultura o los pastizales, tiempo durante el cual la tierra pierde fertilidad como consecuencia del exceso de uso y de una gestión deficiente.

Al arrendar la tierra previamente deforestada a propietarios de bajos ingresos en el Darién, PE reforesta el área con una mezcla de maderas tropicales donde predominan las especies autóctonas. Después de un ciclo de 25 años, los árboles se talan para los inversionistas (como las comunidades locales) y el bosque circundante biodiverso se deja para que siga atrayendo especies y enriqueciendo el medio ambiente. Los inversionistas de Estados Unidos y Europa que buscan un rendimiento sólido, así como un efecto social y ambiental positivo, se asocian con PE. Constituida en Panamá en enero de 2007, PE ya ha plantado 22.000 árboles en parcelas de especies mixtas en 20 ha de tierra anteriormente denudada y degradada.

BAU

Nuevo Paraíso, una de las comunidades socias de PE en la región de Río Congo del Darién poblada en la década de 1980 con personas de origen latino, ahora cuenta con una población superior a las 20.000. La mayoría depende del aprovechamiento de los recursos (principalmente tierras) para su sustento. Los pequeños agricultores con frecuencia obtienen tierras al ocupar una parcela de bosque tropical, después la talan y limpian para desarrollar actividades agrícolas de subsistencia y, posteriormente, actividades ganaderas. De acuerdo con la FAO, Panamá perdió alrededor de 82.000 ha de bosque tropical entre 1990 y 2005. La tierra talada alrededor de la comunidad se vende a entre \$200 y \$3.000/ha según el acceso a los caminos, la conexión a energía y si está es talada o parcialmente talada. Los propietarios de tierras actualmente alquilan pastizales por \$14/mes durante 9-10 meses al año. También pueden plantar maíz o arroz que producen \$200/ha mediante prácticas de corte y quema, pero esta práctica requiere rotación de los cultivos y dejar descansar la tierra al menos cinco de cada diez años.

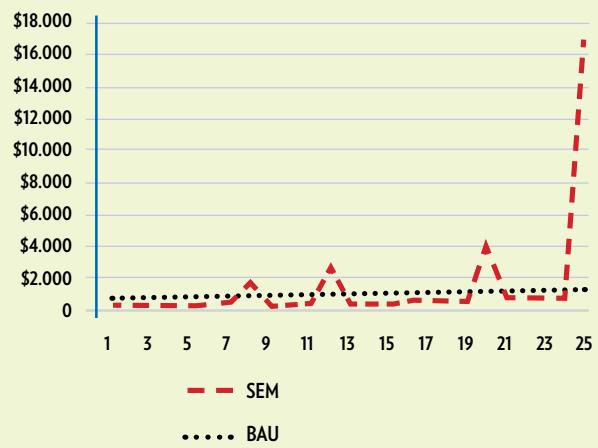
Considerando el costo de oportunidad en 25 años, además de la inversión en la tierra, una TIR de 6,24% parece razonable para la

tasa de rendimiento de un propietario según condiciones BAU. Sin embargo, las prácticas de corte y quema y de cría de ganado provocan erosión, compactación de la tierra cultivable y pérdida de la fertilidad que degrada aún más la propiedad y que de hecho limita el rendimiento futuro del agricultor. La agricultura y la ganadería producen solamente ingresos esporádicos de las cosechas o la venta de ganado. Actualmente no hay incentivos para que los pequeños agricultores inviertan en la conservación de los recursos naturales.

SEM

La visión de la empresa es (1) aumentar y facilitar los ingresos que reciben los pequeños agricultores y (2) llevar esto a cabo mediante actividades que promueven la regeneración y la conservación. La empresa arrienda tierra degradada a los habitantes locales por entre \$13,66 y \$18/ha al mes. Esta tasa se fija para los primeros cinco años y después se incrementa cada cinco años para los 25 años completos, a fin de enfrentar una posible inflación. A cambio, los propietarios reciben un ingreso garantizado de entre un 15% y un 80% más la facilitación de los ingresos debido a los pagos de los arrendamientos de todo el año (suspensión de la agricultura y el alquiler de pastizales durante la estación seca). Por último, los propietarios reciben entre un 2% y un 4% de los ingresos generados de las plantaciones en su tierra (participación en las ganancias). En ambos casos, BAU y SEM, la tierra se valora como una inversión inicial de \$12.500 (\$2.500 x 5 ha).

Figura 1. Rendimiento económico anual individual, SEM frente a BAU



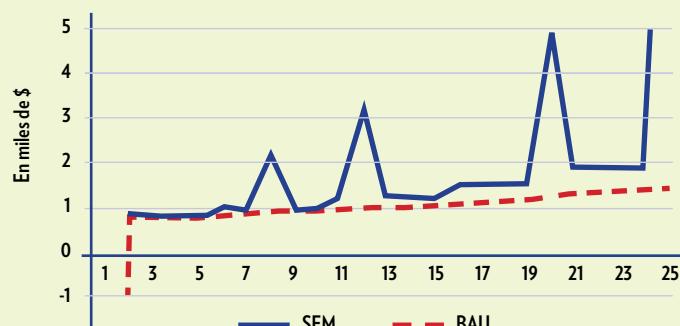
De acuerdo con el cuadro PE SEM, los pagos del arrendamiento con participación en las ganancias después de la inversión inicial en más de 25 años ofrece una TIR SEM de 11,24%, significativamente más alta que la TIR de BAU del 6,24%. PE se asoció con dos agricultores en Nuevo Paraíso, cada uno arrendó 5 ha al proyecto. Por medio de contrato, se otorga a PE acceso a la tierra durante 25 años. Se realizan pagos de arriendo mensuales a los socios a través de una cooperativa de ahorro que se encuentra a una hora de distancia. Al hacer de la conservación una actividad más rentable que el corte y

Cuadro 1. Beneficios del monocultivo comparado con SEM

	Monocultivo	PE (SEM)	Comentarios
Salario diario	\$10	\$10	Detalle de la variedad del trabajo local por \$10
Venta de tierra al proyecto/ha	\$2.000	\$4.000	En promedio
Participación en la plantación: individual	0	4%	Valor potencial de \$4.000/ha en 25 años
Participación en la plantación: comunidad	0	2%	Valor potencial de \$2.000/ha en 25 años
Becas, otra ayuda para la comunidad (letrinas, redes de abastecimiento de agua, etc.)			

Fuente: Planting Empowerment (2010).

Figura 2. Valor actual neto por año, SEM (PE) frente a BAU (tasa de descuento del 8%)



Cuadro 2. Comparación de BAU con la agricultura de subsistencia y la ganadería - Individuos

	BAU	PE (SEM)	Comentarios
Salario diario	\$8	\$9	El salario BAU se paga por trabajar como trabajador manual durante 7 horas con un machete
Trabajador asalariado	\$200	\$300	Diferencia en los salarios de \$100, más prestaciones
Ganadería	\$14	\$13,68-\$18/mes	Valor potencial de \$2.000/ha en 25 años
Participación en la plantación	0	2% - 4%	Valorada en \$4.000/ha después de 25 años

Fuente: Planting Empowerment (2010).

la quema, la empresa ofrece a los pequeños agricultores el incentivo para mantener sus recursos naturales (figura 1).

Comunidad y propietarios de tierras de Nuevo Paraíso

La comunidad y los agricultores de Nuevo Paraíso son ejemplo de los beneficios que el enfoque SEM de PE ofrece en comparación con el sistema BAU. El cuadro 1 enumera los beneficios para ambas partes de la participación en las ganancias con PE.

Otros beneficios llegan con los aumentos en el empleo de mano de obra local. Aunque el aumento inicial en el empleo es mínimo (cambio estructural), mayores beneficios para la comunidad se obtendrán cuando la pequeña industria se desarrolle en la región, lo que agrega valor a la madera producida en las plantaciones.

La última tala al término del ciclo de la plantación ofrece más ingresos de participación en las ganancias (figura 2).

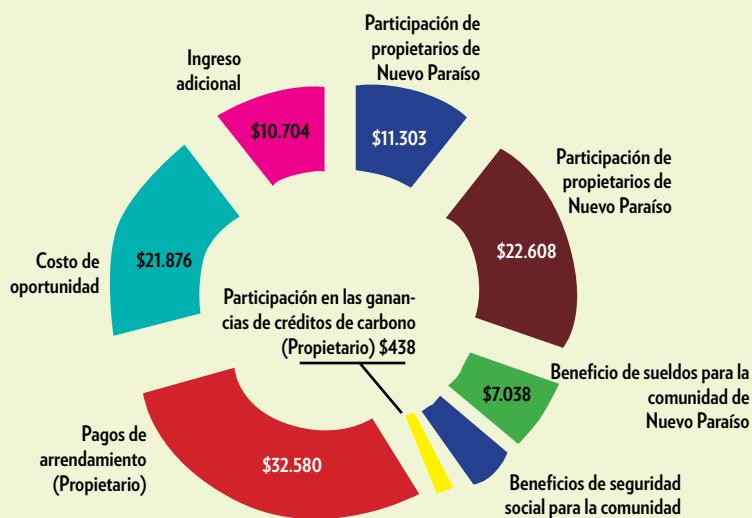
La empresa también paga un recargo a sus trabajadores por días (\$9/día frente a \$8/día) en comparación con otras oportunidades de salarios en la zona. El capataz a tiempo completo que PE emplea recibe un salario de \$300/mes más beneficios (salud y pensión). Debido a que el gobierno fija el salario mínimo en \$200/mes (sin beneficios), PE paga un recargo de aproximadamente un 50% (cuadro 2).

PE estima que se generarán ingresos adicionales a través de la participación en las ganancias de créditos de carbono de los propietarios de tierras (figura 3). A 6 t/año de almacenamiento, los bosques de plantación son más eficientes para secuestrar carbono que los bosques naturales¹. Los créditos de carbono en el mercado voluntario están en alrededor de \$4/t en Estados Unidos (\$12/t en Europa), pero se espera que aumente junto con el aumento del consumo de energía². Una hectárea de especies mixtas de PE almacenará

1 Potvin (2008) mide el carbono secuestrado en 1 ha de teca a 350t/ha después de 20 años. PE asume 50% menos de las 350 t durante 25 años, o 6t/ha/año.

2 <http://www.chicagoclimatex.com/about/program.html>

Figura 3. Caso comunidad/agricultores de Nuevo Paraíso (plantación de 25 años)



6t/año de carbono, casi lo suficiente para compensar las emisiones de carbono anuales de Estados Unidos de 8t. Una plantación de 20 ha se espera que secuestre aproximadamente 3.000 t de carbono durante el plazo de inversión de 25 años. En el cuadro se muestra que el propietario de las tierras también recibirá una pequeña ganancia anual de la venta de estos créditos.

Para calcular el valor actual neto del propietario individual, al igual que el VAN social para la comunidad, el costo de oportunidad de la tierra (arriendo para ganado) se resta de los pagos de arrendamiento que recibirían de PE a fin de calcular el ingreso adicional generado por SEM con respecto a BAU. Sumando las tres categorías, a través de una tasa de descuento del 8% (igual que las tasas de interés financieras de sustento local), todos los VAN son positivos con un total de \$10.000 de 5 ha de tierra para el total y la comunidad, así como también sobre \$8.000 para los agricultores individuales.

Otros beneficios

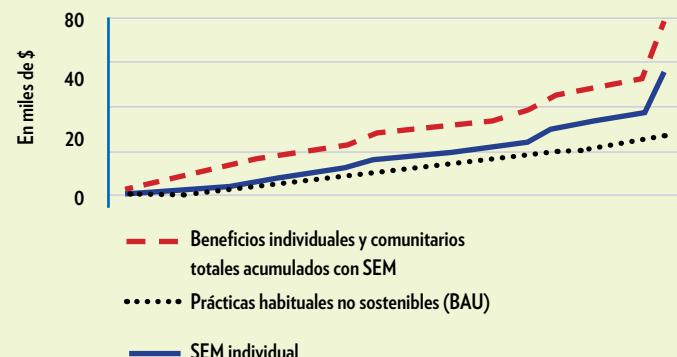
La mayor parte de pobladores (incluyendo a los indígenas) dependen de la explotación de los recursos naturales para su sustento. Al agotar la fertilidad de la tierra, los pobladores de bajos ingresos pierden su principal fuente de ingresos, lo que los empobrece aún más. Las personas que compran nuevos trozos de bosque para trabajar la tierra, continúan el ciclo de la agricultura de corte y quema como respuesta a corto plazo a la necesidad de ingresos. La solución de PE para ello es arrendar, no comprar, partes degradadas de su tierra y pagarles por el costo de oportunidad (ganado,

agricultura de sustento) mediante pagos de arriendo. El propietario de la tierra mantiene la propiedad, la cual se valoriza, mantiene una parte para trabajarla y recibe un ingreso estable.

Debido a que PE planta alrededor del 70% de especies nativas, esta elección de cultivo ayudará a garantizar el mantenimiento de la biodiversidad y la fertilidad de la tierra. Las plantaciones de PE incluyen de ocho a diez especies de árboles distintas, con el potencial para muchas más si las condiciones lo permiten. Esta mezcla de especies atrae a una diversidad sana de flora y fauna, que ofrece corredores para que las especies de trasladen entre "islas" de selva.

Las tres plantaciones ayudan a proteger los bosques tropicales vírgenes de dos maneras. En primer lugar, PE no desplaza a los agricultores de bajos ingresos y, en consecuencia, no los alienta a arriesgarse más al interior de la selva para talar nuevos terrenos. Más bien el modelo de arrendamiento les paga mensualmente para quedarse y conservar su tierra. El modelo "normal" que emplean las empresas de plantaciones es comprar tierra a las comunidades o a los agricultores locales. Con frecuencia estas ventas exigen reinvertir en una mayor parte de tierra forestal, la cual posteriormente será talada y degradada. En segundo lugar, a medida que las plantaciones comienzan a producir madera, compensarán o disminuirán la demanda de madera de edad madura. El FSC certificará la madera de plantación, una característica que los grandes compradores como Home Depot y Ikea requieren en la actualidad. La organización de las plantaciones reforestadas facilita la gestión de la producción de madera futura contrario a lo que ocurre con la madera de un bosque natural antiguo, en donde el difícil acceso aumenta los costos y el daño por la extracción.

Figura 4. Beneficios de BAU frente a SEM en dólares



Fuente: Planting Empowerment (2010).

autóctona y es posible crear corredores naturales entre las parcelas de bosque (Eskine et al. 2005). Disminuye el riesgo de erosión y aumenta el uso de nutrientes debido a las estrategias complementarias de la arquitectura de las raíces y el uso de la tierra de las distintas especies (Ewel y Putz 2004). El mayor crecimiento de las plantaciones mixtas se debe a los menores niveles de competencia intraespecífica en las parcelas mixtas. Las plantaciones mixtas han demostrado que son más resistentes a las plagas, las enfermedades y las variaciones climáticas. Seleccionar las especies adecuadas es importante para diseñar mezclas más productivas (Piotto et al. 2009). Las especies foráneas, si no son amenazantes para los ecosistemas circundantes, se pueden utilizar favorablemente si ofrecen servicios ecológicos o socioeconómicos esenciales. Al acelerar la restauración o hacerla más eficaz, las especies no autóctonas pueden ofrecer pagos económicos y ecológicos (Ewel y Putz 2004). Las plantaciones mixtas responden mejor a la necesidad económica inmediata de muchos pequeños agricultores que necesitan comenzar a cosechar antes de completar la rotación. La siembra de plantaciones mixtas con frecuencia puede ser el sistema preferido de reforestación para la producción de madera o almacenamiento de carbono pues una mezcla es más viable y productiva económicamente que las plantaciones de una sola especie (Piotto et al. 2009).

Retorno de la inversión: Plantaciones mixtas frente a monocultivos

Estudios en Australia y Costa Rica demuestran los beneficios económicos de la reforestación mediante el uso de una mezcla de especies autóctonas en lugar de monocultivos. Las plantaciones mixtas produjeron más madera por hectárea con un valor actual neto (VAN) de \$1.124 a \$8.155/ha y una tasa interna de rendimiento (TIR) del 7,7% al 15,6%, según la mezcla de especies (Lamb et al. 2005). Las plantaciones mixtas también tuvieron un mejor rendimiento para todas las variables de crecimiento consideradas, que incluyen la altura, el diámetro, el volumen y la biomasa por encima del nivel del suelo (Piotto et al. 2009).

Tala de impacto reducido en comparación con tala convencional

La tala de impacto reducido (TR) ha demostrado ser más competitiva que la tala convencional con respecto a rendimientos financieros recibidos de la tala inicial. Las operaciones de tala convencional se refieren a la tala selectiva no planificada en que un estimador de madera en pie identifica los fustes de fácil venta, un aserrador los corta y después los tractores o vehículos de arrastre los buscan y los extraen sobre vías de arrastre improvisadas hacia acumulaciones de troncos al costado de caminos, lo que produce considerables efectos ambientales (Boltz et al. 2003).

La tala de impacto reducido requiere inversión en inventario, planificación, corte de lianas e infraestructura hasta con un año de anterioridad a la tala, equivalente a entre el 2% y el 18% de los costos totales de la tala convencional. Los costos preliminares de la tala de impacto reducido son un desincentivo para su adopción. Sin embargo, sus costos directos son generalmente más bajos o competitivos que los

Recuadro 8.13. Rendimiento de la inversión de la tala de impacto reducido

En Fazenda Cauaxi en la Amazonía brasileña, un análisis comparativo demostró los beneficios de la tala de impacto reducido (TR) por sobre la tala convencional (TC). Los inventarios previos y posteriores a la tala demostraron que la TR es eficaz para reducir los desechos de madera en el bosque y en la acumulación de troncos.

- La madera desechara en la operación de TC fue un 24% del volumen inicial de tala, en comparación con solo el 8% de la TR.
- Una revisión más rigurosa de los troncos en la TR aumentó el volumen recuperado en 1,1 m³/ha en relación con la TC y una mejor coordinación entre las cuadrillas de apeo y de arrastre en la TIR aumentó el volumen de recuperación en 0,9 m³/ha.
- Una selección más cuidadosa por parte de los equipos de trabajo en la TR (en términos de tamaño, especies y defectos) redujeron en aproximadamente 1,4 m³/ha en troncos que fueron sembrados pero no utilizados por el aserradero.

La tala daña los rodales residuales. A diferencia de la TC, en las operaciones de TR al cortar las lianas, tumbar los árboles en forma ordenada y planificar el trazado de los caminos y vías de arrastre se puede reducir en gran medida el daño a los árboles residuales de valor comercial.

La TR redujo el daño letal a los árboles residuales: por cada 100 árboles tumbados en el bloque de TC, 38 (comerciales, mayores de 35 cm dap y con buena forma) resultaron con daños letales en comparación con 17 en el bloque de TR.

- Los futuros árboles de plantación dañados en el rodal residual se recuperaban a casi el doble de velocidad en el bloque de TR.

Estos resultados sugieren que los rodales residuales de TR producirán mayores beneficios económicos y ecológicos.

Se obtuvieron grandes ganancias por eficacia debido a las operaciones de planificación típicas de TR:

- El arrastre y la productividad de la plataforma de troncos aumentaron dramáticamente en la operación TR y llevó a una reducción del 37% en el costo relativo a la TC.
- Una mejor recuperación de volumen potencialmente comercializable en los sitios de TR típicos redujeron los costos directos asociados con el desperdicio en 78% y redujeron el costo de tocones en un 16%.
- En general, se estimó que el costo por metro cúbico asociado con un sistema TR típico en este sitio era 12% menos que el costo de un sistema de TC típico.

Fuente: Holmes et al. (2001).

de tala convencional debido a que la tala de impacto reducido es más eficiente y produce menores desechos de madera (véase el recuadro 8.13). También, la tala de impacto reducido tiene costos indirectos menores gracias a su eficiencia, requiriendo esta menos apoyo, mantenimiento y realización de gastos generales que la tala convencional.

La metodología de la tala de impacto reducido define el método y la intensidad de la tala y los costos de oportunidad resultantes en relación a la tala convencional. Cuando se diseña la tala de impacto reducido para que imite la tala convencional en términos de nivel de tala, especies, clases de tamaños y distribución espacial, las ganancias en eficiencia operacional y la reducción de los desechos señalan la superioridad ambiental y económica de la tala de impacto reducido por sobre la tala convencional, como lo demuestran algunos estudios comparativos en Brasil, Guyana y Ecuador (Boltz *et al.* 2003). Los costos directos e indirectos de la tala de impacto reducido en comparación con la convencional en los ejemplos estudiados reflejan la posibilidad de adoptar las prácticas de la tala de impacto reducido (figura 8.7). Estos costos no se ajustan a los desechos, por consiguiente, los costos relativos de la tala de impacto reducido pueden ser incluso menores y la comparación con la tala convencional aun más favorable (Boltz *et al.* 2003).

A pesar de los beneficios y de la rentabilidad generales de la tala de impacto reducido, un obstáculo para su adopción más generalizada es la incertidumbre con respecto a sus beneficios marginales en relación con la rentabilidad más conocida de la tala convencional (Boltz *et al.* 2003). Las empresas de tala convencional tienen pocos incentivos para modificar sus operaciones, a menos que surjan drásticos cambios en las señales que envía el mercado. Los actuales precios de la madera pueden no ofrecer incentivos para adoptar prácticas que parecen más costosas, al menos inicialmente. Si las tarifas de madera no reflejan el verdadero valor de los activos o si la tierra y los recursos forestales se tratan como un “bien gratuito”, estos se utilizarán en exceso y la tala de impacto

reducido será menos competitiva. Esto parece estar sucediendo en áreas de América del Sur con tala forestal intensiva (Boltz *et al.* 2003).

En América Central, es común encontrar operaciones forestales trabajan sin ganancias netas o con pérdidas, debido a la falta de información de los operadores, principalmente a pequeña escala o empresas comunitarias, sobre los costos que implica la extracción. Los estándares de certificación que adoptan las prácticas de tala de impacto reducido pueden resolver este problema al incorporar registros, inventario y los procesos y estándares de extracción que ayudan a lograr márgenes rentables (Butterfield 2010).

Sin limitaciones en la disponibilidad de la tierra, ninguna señal clara de escasez y ningún marco reglamentario, los industriales madereros probablemente no se sentirán atraídos por los incrementos marginales en la eficiencia que podrían tener bajo modelos de tala de impacto reducido. En un panorama más amplio sin restricciones de recursos, los costos de oportunidad de una gestión más cuidadosa de la tala de impacto reducido, en relación con la maximización de la rotación forestal y el procesamiento de madera a través de medios convencionales, pueden ser demasiado altos y los beneficios demasiado inciertos como para que las empresas cambien su comportamiento de explotación forestal.

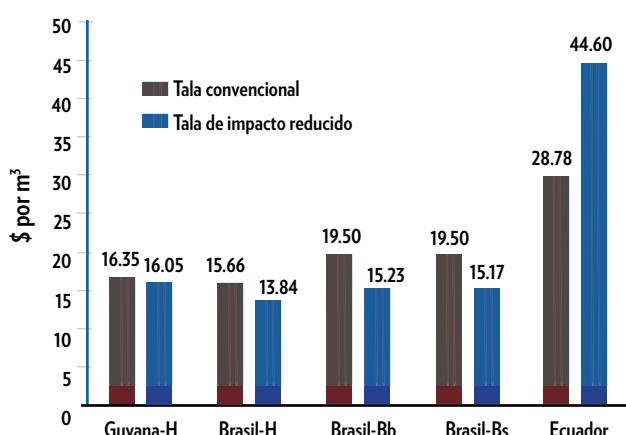
GOBERNANZA FORESTAL E INGRESOS TRIBUTARIOS

Los impuestos por regalías, tarifas e impuestos sobre la madera y los bosques siguen siendo muy bajos en ALC (May *et al.* 2003; Richards *et al.* 2003). Los gobiernos generalmente gastan más en el sector forestal que lo que cobran de ingresos. Esta situación socava las finanzas públicas y la transición hacia SEM y también refuerza el tratamiento de los recursos forestales como bienes gratuitos, y se envía una señal de mercado equivocada que estimula la continuación de las prácticas BAU. Por otra parte, cuando los impuestos y las tarifas son atractivos, los organismos públicos tienen un incentivo para asegurarse de que las actividades de explotación forestal y extracción se lleven a cabo de una forma sostenible, manteniendo así las corrientes de ingresos.

El gasto en gobernanza promedio por hectárea en América del Sur fue menor que \$1 en comparación con Asia en \$20 (FAO 2010). En contraste, los países como Camerún perciben ingresos sustanciales por subastas e impuestos, donde el sector forestal proporciona hasta el 25% de los ingresos tributarios totales del país (Fernagut 2008).

El problema en ALC lo empeora la falta de gobernanza en el control de los recursos forestales y los precios bajos asociados con la sobre explotación de los recursos forestales en la frontera agrícola. Con frecuencia, la extracción de árboles de valor comercial se usa para pagar a las empresas madereras por el costo de talar la tierra. En cambio, si se establecieran adecuadamente impuestos y cargos sobre la madera en un sistema de gobernanza adecuado, la explotación forestal sostenible podría convertirse en un polo de dinamismo económico y el SEM para bosques naturales sería más viable.

Figura 8.7. Costos directos e indirectos de la tala convencional y de la tala de impacto reducido



Fuente: Boltz *et al.* (2003).

Una mejor gobernanza forestal detendrá las pérdidas fiscales debido a la corrupción, gracias a la cual podrían no cobrarse impuestos y regalías sobre talas de madera aprobadas legalmente. Si se logra un nivel justo de impuestos sobre los recursos forestales, esta condición puede llevar a un mejor cumplimiento de otras directivas ambientales, lo que eleva los ingresos para el control y la aplicación ambiental y beneficia a iniciativas de desarrollo equitativo (Fernagut 2008). Los impuestos también se pueden utilizar como desincentivo para el exceso de capacidad en la explotación forestal, con la consiguiente reducción de la inversión excesiva en el sector forestal.

ha. Los pagos en ALC a los agricultores por secuestro de carbono totalizaron aproximadamente \$137 millones, y a su vez conservaron 1,08 millones de ha entre 1993 y 2007 (OEA 2009).

Un ejemplo conocido es el plan de PSA de Costa Rica. Los propietarios de tierras que protegen la cubierta forestal reciben pagos del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal con un promedio de \$40/ha/año. El financiamiento proviene del impuesto sobre las ventas, complementado por “créditos ambientales” vendidos a empresas y a otras fuentes internacionales (consultar el recuadro 8.14).

8.8 OPORTUNIDADES DE MERCADO PARA SEM

Además de los productos de madera y la producción de PFNM, con certificación para fomentar la sostenibilidad, existe un enorme potencial para que la región aproveche los mercados de SE existentes y emergentes para PSA, como los mercados de servicios de secuestro de carbono, biodiversidad y cuencas hidrográficas.

PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES

Los pagos por servicios ambientales (PSA) se han utilizado principalmente para los servicios de cuencas hidrográficas. Surgen como alternativa a medidas de mando y control para la gestión de los bosques en varios lugares. A nivel mundial, los PSA directos e indirectos combinados tienen aproximadamente la misma importancia que la inversión total anual en conservación de bosques realizada por gobiernos, organizaciones filantrópicas y organizaciones internacionales, entre \$2.000 millones y \$2.500 millones/año (Scherr *et al.* 2004). La mayoría de los países de América Latina y el Caribe cuentan con marcos legislativos y reglamentarios para el sector forestal, los recursos naturales o los recursos hídricos, por medio de los cuales se promueve el uso de incentivos económicos para la producción y protección de los bosques. En 2008, al menos 22 países habían participado en proyectos de PSA o en estudios para implementarlos, los pagos por servicios de cuencas hidrográficas en ALC representaron \$555 millones y conservaron 8,9 millones de

Otro ejemplo de PSA es el Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) de México. Este programa comenzó en respuesta al rápido agotamiento de los acuíferos, donde dos tercios de los 188 acuíferos más importantes sufrieron por un exceso de asignación de los recursos hídricos. En promedio, la tasa de extracción para uso humano fue casi el doble de las tasas de recarga naturales (Ruiz-Perez *et al.* 2005). El PSAH, que combina políticas forestales y de recursos hídricos, ofrece incentivos para evitar la deforestación en áreas con grave escasez de agua. Con este programa, el gobierno mexicano paga a los propietarios de bosques por la protección de la cuenca hidrográfica y la recarga de los acuíferos en lugares donde la actividad forestal comercial no es lucrativa. Financiado con \$18 millones provenientes de una tarifa federal por recursos hídricos (Muñoz-Pina *et al.* 2008), el programa selecciona a beneficiarios, propietarios de tierras y poblaciones, mediante criterios como el valor del agua y el grado de pobreza del área afectada. En 2004, el 83% de los pagos se dirigió a los centros de poblaciones marginadas (Ruiz-Perez *et al.* 2005). Los pagos del PSAH también se canalizaron para implementar la actividad agroforestal en siete Estados mexicanos con \$4,8 millones en 2008 para proteger 86.385 ha. El éxito del PSHA es tal que, entre 2003 y 2005, menos del 0,1% de las casi 300.000 ha cubiertas estaban deforestadas (OEA 2009).

El enfoque de PSA tiene limitaciones. Se debe invertir cierta cantidad de capital inicial para que los proyectos de PSA sean viables. Por ejemplo, se deben establecer las finanzas y mantener una red permanente de inventarios forestales y vigilar las parcelas para ofrecer información sobre los cambios dentro de los bosques protegidos, lo cual se debe realizar a mayor escala (nacional y regionalmente). Sólo a través de la información recopilada por medio de tales redes será posible determinar cuáles resultados ecológicos se obtienen de las actividades SEM. Se debe establecer esta red de vigilancia en los principales ecosistemas forestales y regímenes de gestión en ALC.

Los mercados del carbono representan una importante fuente de ingresos derivados de los bosques que, en algunos casos, pueden competir con otros usos de la tierra, como la ganadería y la agricultura.

MERCADOS FORESTALES DEL CARBONO Y REDD-PLUS

Los mercados del carbono representan una importante fuente de ingresos derivados de los bosques que, en algunos casos, pueden competir con otros usos de la tierra, como la ganadería y la agricultura. Durante las dos últimas décadas, los bosques han tenido una pequeña participación en los mercados del carbono, en especial en el mercado

Recuadro 8.14. Estudio de caso: Pago por servicios ambientales: El efecto del programa de PSA en Costa Rica¹

El programa de PSA de Costa Rica se inició en 1996, luego de una serie de intentos para incentivar la conservación forestal. Iniciado en respuesta a los acuerdos alcanzados en Río y a las convenciones sobre el cambio climático, el programa es administrado por el Fondo de Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) para proporcionar “el reconocimiento financiero del gobierno de Costa Rica a los propietarios de bosques y plantaciones por los servicios ambientales que brindan y su impacto en la protección y mejoramiento ambiental” (FONAFIFO 2010). La ley vigente permite a las personas solicitar PSA en siete categorías: (i) protección forestal, (ii) gestión forestal, (iii) reforestación, (iv) plantaciones establecidas, (v) sistemas agroforestales, (vi) regeneración natural con potencial productivo y (vii) regeneración natural en zonas de pastizales.

Los expertos propusieron evaluar desde distintos ángulos los efectos de los PSA en Costa Rica desde su comienzo. Existen pruebas sobre las motivaciones que tienen las personas para inscribirse, además de los efectos del programa en términos de la deforestación y la reducción de la pobreza. Aunque el objetivo es incentivar la

protección y la regeneración, las razones que se dan para participar son variadas y no siempre responden a los esfuerzos de conservación². Sin embargo, las razones para unirse al programa no son importantes, siempre y cuando se logre el objetivo.

Uno de los factores principales que impidió a las personas inscribirse en el programa es la baja rentabilidad de los pagos en comparación con otras alternativas, especialmente considerando los costos de la solicitud. Entre 1996 y 2000, por ejemplo, el pago promedio fluctuó entre \$22 y \$42/ha pero los participantes tuvieron que pagar por un plan de manejo que representó alrededor del 15% del pago.

A pesar de eso, el programa de PSA de Costa Rica ha demostrado que tiene éxito en muchas formas. Carlos Manuel Rodríguez, ex Ministro de Medio Ambiente, señala que si transformamos la conservación de un acto de caridad a una herramienta capaz de competir con cualquier otra exportación en el mercado mundial demostramos que un país en desarrollo puede tener éxito en el uso de la conservación como motor económico”, y que “un acre de bosque vale más que una vaca” (Tidwell 2006). Jorge Mario Rodriguez, Director de FONAFIFO, declaró que el programa de PSA “no solo ha contribuido al desarrollo socioeconómico de los beneficiarios en el sector rural, pero también ha tenido

Cuadro 1. Costa Rica: Resumen de las conclusiones sobre la relación entre el Programa de PSA y las tasas de deforestación

Autor	Región	Período	Impacto positivo
Zbinden y Lee	Zona norte	2005	Los beneficiarios de PSA tenían el 61% de la finca cubierta de bosque, en comparación con el 21% de los no beneficiarios
Sierra y Russman	Península de Osa	2006	Los beneficiarios de PSA tenían el 92% de la finca cubierta de bosques, en comparación con el 72% de los no beneficiarios
Ortiz y otros	NA	2003	36% de los bosques con contratos de PSA se habían utilizado anteriormente para pastizales
Tattenbach <i>et al.</i> en Tattenbach, Obando y Rodríguez	Área de conservación Cordillera Volcánica Central	2006 (analiza entre 2000 y 2006)	En 2005, la cubierta forestal virgen en todo el país era alrededor del 10% mayor que lo que habría sido sin el programa de PSA
NA	Sarapiquí	2006 (analiza entre 1997 y 2000)	Los PSA fomentaron la protección de bosque nativo maduro
Sanchez-Azofeifa <i>et al.</i>	País	2007	Las tasas de deforestación en áreas que no recibieron pagos no fueron significativamente más altas que las tasas en las áreas que sí se inscribieron en el programa de PSA
NA	País	2007	El programa de PSA tuvo un efecto mínimo en la deforestación durante la primera fase

Fuente: Meyer (2009).

1 Preparado por Adriana Chacón-Cascante (2010), CATIE, Costa Rica.

2 El programa recibió excelentes evaluaciones, aparte de las motivaciones que los participantes podrían tener para inscribirse. Entre los motivos expresados por los solicitantes como factores en su decisión de participar están la falta de opciones más rentables del uso de la tierra, las características del terreno (por ejemplo, mala calidad de la tierra cultivable); restricciones legales para la gestión de los bosques en pendientes empinadas o cerca de cursos de agua y contra el cambio en el uso de la tierra; bajos rendimientos de actividades alternativas, como la ganadería; generación de ingresos adicionales y generación de ingresos para personas con limitaciones físicas que restringen su capacidad para trabajar (Arriagada *et al.* 2009).

Cuadro 2. Costa Rica: Resumen de las conclusiones de las investigaciones sobre otros impactos indirectos del Programa de PSA

Autor	Período	Impacto positivo
Segura <i>et al.</i>	1997	Generación de empleo, especialmente para mujeres y pueblos locales y una mejor calidad de la tierra.
Rosa <i>et al.</i>	1999	Crecimiento del sector turismo: Costa Rica se estableció como un líder mundial en asuntos ambientales. Crecimiento debido en parte a la posición del país como uno de los países con más conciencia ambiental en el mundo.
Pagiola	2006	En 1995, los ingresos por el turismo fueron de \$681 millones. Dicha cifra aumentó a \$1.570 millones en 2007.
Ortiz	2003	Mitigación de la pobreza: PSA representó más del 10% de los ingresos totales para más del 25% de los participantes.
Muñoz	2004	Mitigación de la pobreza: Los pagos a participantes de PSA bajo la línea de la pobreza pusieron a alrededor del 50% de ellos sobre dicha línea.

Fuente: Bennett y Henninger (2008).

un efecto ambiental visible, que se refleja en una tasa menor de deforestación y en un aumento de la cubierta forestal del país” (Meyer 2009).

Desde el inicio del programa, las tasas de deforestación han caído significativamente. Sin embargo, es importante considerar otros factores que podrían haber impulsado la disminución de las tasas de deforestación. Algunos investigadores concluyeron que muchos propietarios conservaron sus tierras o adoptaron prácticas más favorables para el medio ambiente, sin necesariamente haber recibido PSA (Ortiz *et al.* 2003 y Miranda *et al.* 2003 en Meyer 2009). Existe un debate actual sobre si el programa PSE de Costa Rica

es realmente un determinante principal en la reducción del ritmo de la deforestación. El cuadro 1 muestra conclusiones de algunos estudios realizados desde principios de la década de 2000. Todavía se mantiene abierta la pregunta sobre la magnitud del efecto del Programa de PSA sobre la caída de las tasas de deforestación en Costa Rica.

Independientemente del efecto neto del programa de PSA en las tasas de deforestación, Costa Rica ha logrado indirectamente otros importantes hitos relacionados con una mayor competitividad del sector del turismo y la mitigación de la pobreza. Algunas conclusiones se resumen en el cuadro 2.

del cumplimiento conforme al Protocolo de Kioto. Se incluyeron en el Protocolo solamente los proyectos de forestación y reforestación, lo que dejó fuera de las negociaciones internacionales la deforestación evitada de bosques naturales.

La forestación y reforestación han presentado costos más altos que los proyectos de carbono alternativos y las tecnologías en el sector de la energía y el transporte. Actualmente nuevos métodos para medir las reservas de carbono en los bosques ofrecen condiciones para que los inversionistas estén dispuestos a compensar las emisiones de carbono mediante la forestación y reforestación.

El financiamiento mundial para el sector forestal durante la década pasada fue de \$1.100 millones/año, excluida la protección forestal (Ebeling *et al.* 2008). Tan solo el Banco Mundial, durante los últimos 20 años desarrolló una cartera de proyectos con un valor de \$6.500 millones, sustancialmente dedicado a áreas protegidas, pero concentrándose cada vez más en mejorar la administración de recursos

naturales e incorporar la biodiversidad (Banco Mundial 2010). Lo anterior es una inversión considerable, pero no ha logrado satisfacer la creciente necesidad del sector forestal de superar los errores institucionales y de gobernanza, con el objeto de realizar una transición eficaz a SEM. Los mercados del carbono, si se canalizan eficazmente a la actividad forestal sostenible, tienen el potencial de inyectar recursos adicionales a esta iniciativa.

Por ejemplo, los mercados internacionales de cumplimiento de carbono transaron \$14.000 millones en 2005, \$33.000 millones en 2006, \$64.000 millones en 2007 y \$ 118.000 millones en 2008 (Ebeling *et al.* 2008), casi duplicándose cada año. Sin embargo, en 2007, solamente el 1% de los créditos se asignaron a la reforestación (Hamilton *et al.* 2009).

Los mercados voluntarios del carbono también son importantes para la reforestación y la conservación. En 2007, transaron \$335 millones y, en 2008, \$705 millones en derechos de emisión, lo que representa el



6% de los mercados del carbono del mundo (Hamilton *et al.* 2009). Los proyectos forestales tienen una participación del 15% de los mercados voluntarios del carbono, muy por encima del 0,5% de los proyectos forestales según el mecanismo para un desarrollo limpio (CMNUCC 2010). Aunque los mercados voluntarios del carbono generan menos ingresos que los mercados de cumplimiento en todos los sectores, los inversionistas buscan proyectos no solo de forestación y reforestación, sino también de deforestación evitada (reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal: REDD), dado el doble beneficio de protección y productos sociales.

En 2008, el precio/tonelada de carbono para proyectos de gestión forestal, deforestación evitada, conservación de forestación/reforestación fue, en promedio, similar a otras categorías de inversión (figura 8.8).

El volumen de los créditos producidos en la región de América Latina y el Caribe permaneció estable entre 2006 y 2008, mientras que su participación en el mercado extrabursátil disminuyó de un 19% en 2006 a un 4% en 2008. La ausencia de participación gubernamental, sistemas menos eficientes y el agotamiento de soluciones fáciles son los principales obstáculos para el desarrollo de proyectos en ALC. Más del 56% de los créditos en ALC provinieron de Brasil y un 21% de México.

REDD+: El programa de Reducción de las Emisiones debidas a la Deforestación y la Degradación (REDD-plus) se puede incluir en el régimen posterior a Kioto, lo que aumenta las opciones para los propietarios de tierras de recibir ingresos de los bosques en pie. Según REDD+, los países desarrollados pagarían a los países en desarrollo para reducir las tasas de deforestación mediante una gama de políticas y proyectos. Al vincular estos pagos con los mercados del carbono (es

dicho, asignar un valor a las emisiones de carbono evitadas), las inversiones en los países en desarrollo podrían reducir a la mitad las tasas de deforestación en 2030 (Huberman *et al.* 2008). Una reducción del 10% en la deforestación anual gracias a este plan podría generar más de \$600 millones anualmente en ALC, con el carbono a un precio de \$5/t; a \$30/t sería \$2.500 millones (Eliasch 2008).

Otros estimados de la escala del financiamiento de REDD+ varían entre \$2.000 millones y \$33.000 millones/año (Ebeling *et al.* 2008; Stern 2008; Eliasch 2008). Los montos de inversión reales dependerían de los detalles del acuerdo final. Para Ecuador, el ingreso anual potencial se calcula en \$36 millones, para Brasil \$208 millones, Venezuela \$35 millones y para Bolivia, Perú y México casi \$20 millones para cada uno (Huberman *et al.* 2008).

En la región de América Latina y el Caribe hay 17 proyectos de REDD-plus subnacionales en etapas avanzadas de implementación: en Brasil (7), Ecuador (1), Paraguay (1), Perú (4), Bolivia (1) y Guatemala (3). En conjunto, estos proyectos protegerán alrededor de 14,8 millones de ha de bosque tropical, lo que evita la emisión de aproximadamente 523 millones de toneladas de CO₂ (Cenamo *et al.* 2009).

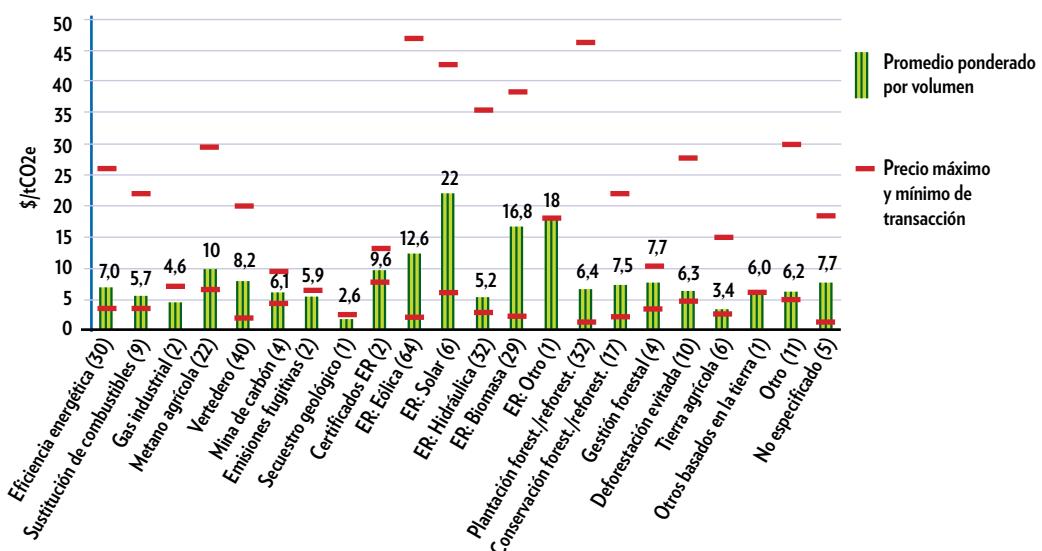
Para los inversionistas, uno de los principales atractivos de REDD+ es el bajo costo en comparación con la inversión en otros sectores para reducir las emisiones, como el sector de la energía y en la gestión y eliminación de desechos. Para los proveedores de los países en desarrollo, parte de las oportunidades se relacionan con las altas tasas de deforestación que registran algunos países de ALC, especialmente

Cuadro 8.7. Deforestación en los países de la Amazonía: Potencial de inversiones REDD+

País	Cambio anual promedio en el área de bosques	
	absoluto (ha)	relativo (%)
Bolivia	-270.000	-0,45
Brasil	-2.821.670	-0,55
Colombia	-47.670	-0,10
Ecuador	198.000	-1,60
Guyana	(0)	(0,00)
Perú	-94.000	-0,10
Suriname	(0)	(0,00)
Venezuela	-288.000	-0,60
TOTAL	-3.719.340	-0,20

Fuente: Ebeling *et al.* (2008).

Figura 8.8. Intervalos de precios de créditos y promedios por tipo de proyecto, 2008, mercado extrabursátil



Fuente: Hamilton *et al.* (2009).

Nota: Los números entre paréntesis indican el número de observaciones.

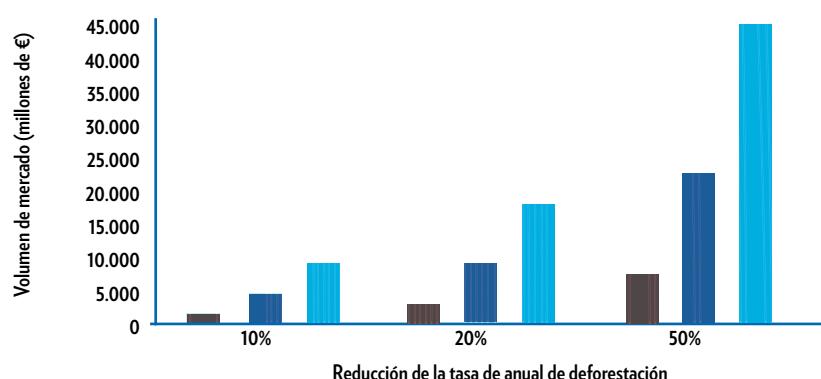
en la región de la Amazonía (el cuadro 8.10 y la figura 8.9 representan la posible contribución de los países de la Amazonía a los mercados REDD+; véase también el recuadro 8.16.).

La actividad agroforestal en fincas de pequeña escala y plantaciones forestales comunitarias también está expandiéndose rápidamente, con oportunidades para promover patrones insostenibles de desarrollo agrícola que mejoran los SE. El desafío de las empresas forestales es cómo trasladar estos activos a nuevas corrientes de ingresos, en un momento en el cual los precios de la madera, la madera para pasta y otros productos están relativamente estables

o en disminución. Los bosques podrían brindar posibles beneficios financieros de la venta de los SE antes mencionados, un mejor capital humano gracias a capacitación y educación asociadas y un capital social fortalecido debido a inversiones en instituciones cooperativas locales (Scherr *et al.* 2008).

Por último, la creación y el crecimiento de mercados de SE lleva a intentos de estimular la inversión del sector privado en SE y en desarrollo social. Esto incluye la creación de la Bolsa de valores sociales y ambientales de Brasil y las acciones de planeta sano que emitirá la Reserva de la Biosfera de Sierra Gorda en México.

Figura 8.9. Posible contribución de los países amazónicos a los mercados REDD+ del mundo



Fuente: Ebeling *et al.* (2008)

Nota: Los escenarios para un posible valor de mercado mundial de los créditos de REDD a diversos precios del carbono y la reducción de las tasas de deforestación. Las barras muestran el posible valor de mercado mundial y las líneas diagonales representan las contribuciones de los países del Amazonas. Precio del carbono EU/tCO₂; marrón, EU 5; gris, EU 15 y azul, EU 30.

Recuadro 8.15. Análisis BAU – SEM en los bosques en pie en Guyana

En Guyana, la reducción del CO₂ según REDD+ fluctuaría entre \$6.500 y \$7.000/ha, con un precio de Reducción de Emisiones Certificada (CER, por sus siglas en inglés) de alrededor de \$20/t y suponiendo solamente créditos generados para el carbono almacenado en la biomasa superficial,. Valorado a costos de reducción marginales globales proyectados de entre \$60 y \$80/t en 2030, el valor económico podría en definitiva superar los \$20.000/ha de bosque protegido de la deforestación. Estos valores superan ampliamente la mayoría de los costos de oportunidad para usos alternativos de la tierra, como la agricultura, la ganadería y la extracción de madera. La cifra en este recuadro muestra los valores por hectárea en distintos mercados y la posible generación de ingresos para distintos usos de la tierra.

La Oficina del Presidente de la República de Guyana (2008) calculó un valor económico nacional con un escenario de referencia en el cual Guyana busca oportunidades de uso de la tierra económicamente racionales: extracción de madera (\$1.200 millones) y uso de la tierra posterior a la tala como la agricultura y la ganadería (\$4.900 millones), con una contribución por los costos evitados de protección (\$300 millones) y un ajuste hacia abajo por la pérdida de los SE locales (\$600 millones).

Al no aprovechar estas opciones, Guyana incurre en costos de oportunidad del orden de los \$4.300 millones a \$20.400 millones según el valor actual, en teoría, equivalente a un costo de oportunidad de \$430 millones a \$2.000 millones para la protección de los bosques. Al utilizar un cálculo conservador de las emisiones evitadas (-343 tCO₂/ha), esta suma se traduce en un costo de reducción de aproximadamente \$2 a \$11/tCO₂e, que la favorece en comparación con otras opciones de reducción disponibles (McKinsey & Company 2008).

Valores actuales de distintos usos de la tierra de los bosques en Guyana

Medida de valor	Orden de magnitud	Descripción
Valor económico para el mundo (VEM)	\$25.000+	<ul style="list-style-type: none">• Cálculo aproximado del valor de los servicios ecosistémicos provistos por los bosques al mundo• Grande, pero el valor no se puede recoger debido a una falta de mercados transados
Valor económico para el mundo: carbono (VEMc)	\$6.500 - \$20.000+	<ul style="list-style-type: none">• Cálculo del valor de reducción del CO₂ que provee la deforestación evitada a una hectárea• Impulsado por el costo de reducción marginal global y el estimado de las reservas de carbono
Valor económico para el país (VEP)	\$300 - \$3.500+	<ul style="list-style-type: none">• Cálculo del valor económico que podría generar una hectárea de bosque si se aprovecha de una forma económicamente racional, pero no sostenible• Impulsados por valores de la madera, rentas de usos alternativos de la tierra, costos de protección evitados y pérdida de servicios ecosistémicos locales

Fuente: McKinsey & Company (2008).

PARTE 3 – Conclusiones y recomendaciones

8.9 CONCLUSIONES

Las prácticas forestales de BAU en América Latina y el Caribe surgieron de condiciones de relativa abundancia de los recursos forestales y de la escasez de tierras agrícolas. En las fronteras agrícolas, donde los países estaban expandiendo internamente sus economías, los bosques se consideraron como un obstáculo que había que superar. Los sistemas se enfocaron en domesticar y poblar las tierras salvajes para poner sus recursos a disposición de las poblaciones en aumento y para construir sociedades productivas. Los recursos forestales se trataron

como si fueran aportes sin costo ante la expansión de las actividades económicas. Las externalidades no recaían en los empresarios, sino en las comunidades relativamente indefensas que vivían cerca de los bosques o aguas abajo. En este contexto, los enfoques de BAU tuvieron éxito, porque se adecuaban a los tiempos.

Posteriormente, a medida que las fronteras maduraron y los aparentemente interminables terrenos forestales se hicieron más escasos, las sociedades más desarrolladas dejaron de aceptar la externalización de los costos ambientales y económicos asociados con la deforestación predatoria. Las empresas basadas en la madera y sus aliados en la extracción de recursos forestales recibieron el golpe. La situación cambiante trajo consigo la necesidad de una gestión de los bosques

y de avanzar hacia la sostenibilidad. Los enfoques SEM han comenzado a surgir como sucesores de BAU en estos tiempos cambiantes. En muchos lugares, la importancia del capital natural y de los servicios ecosistémicos (SE) han pasado a ser el centro de nuevos enfoques. Luego de estudiar este nuevo contexto en el presente capítulo, se ha llegado a las siguientes conclusiones.

1. La biodiversidad y los SE son esenciales para desarrollar cadenas de valor forestales sostenibles.

Los SE como la fertilidad, la humedad y la estabilización del suelo; la fotosíntesis y el crecimiento; la biodiversidad y las reservas genéticas; la polinización y la distribución de semillas; los ciclos del agua y muchos otros procesos naturales son esenciales para los procesos de producción económica basados en los recursos madereros y en los PFNM de muchos tipos, tanto en bosques naturales como en plantaciones. Los muchos beneficios de los SE para la sociedad, con la intermediación de una diversidad de cadenas de valor forestales, superan con creces los costos de conservación. Las industrias relacionadas con los bosques contribuyen con bastante más que \$50.000 millones al PIB de la región de ALC, contando los productos de la madera, PFNM y los medicamentos procesados (Simula 1999). Con las regalías, los cargos y los acuerdos tributarios adecuados, la producción forestal podría autofinanciarse. No obstante, el precio de restablecer los ecosistemas, cuando ya se han degradado, es alto. Un objetivo clave para las políticas es asegurarse de que los costos de mantener los SE no sean externalizados por los intereses económicos que lucran de los bosques. Se identificó una variedad de SE esenciales para la productividad sostenible de los bosques en este capítulo. Entre los más exóticos están: en el bosque de Iwokrama, Guyana, los mamíferos son responsables por la dispersión de 51% de 172 especies de maderas y las aves por el 21%, lo cual apoya la gestión forestal sostenible del lugar (OIMT/UICN 2009).

2. Las decisiones de convertir bosques a otros usos de la tierra o de explotar los recursos no consideran los costos a largo plazo.

La decisión de convertir bosques a otros usos de la tierra o de explotar el recurso como si fuera renovable (explotación abusiva) debe basarse en los beneficios y costos económicos implicados, tanto privados como sociales. Tradicionalmente, en los escenarios BAU, las decisiones de convertir tierras boscosas se basan en una perspectiva de costo privado a corto plazo. Esta preferencia BAU se refleja en los cálculos según los cuales la deforestación en todo el mundo ha representado una pérdida financiera de entre \$1,8 billones y \$4,2 billones (Eliasch 2008).

Muy pocas veces se incorporan a las decisiones de costos privados las externalidades negativas a escala local; menos aún a escala mundial. La decisión de deforestar 3,5 ha de manglar para plantar maíz en Barra

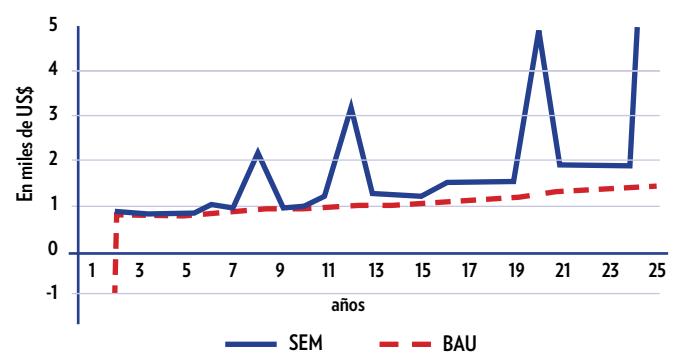
de Tecoaanapa, México permitió a los agricultores cosechar 2.515 kg de grano y materializar \$88 en ingresos netos en los dos años antes de que la fertilidad del suelo colapsara; no obstante, las externalidades en ese período fueron 32 veces más altas, incluidas las pérdidas de \$2.805 en menores capturas de la pesca y la pérdida de producción de miel, madera, combustible, caza menor y otros PFNM. Despues de cinco años, las pérdidas totalizaron \$21.741, ajustados a la inflación (Hernández et al. 2000).

Este tipo de toma de decisiones se debe principalmente a una débil gobernanza, a la falta de políticas que fomenten la incorporación de tales externalidades, y además a una falta de información sobre los verdaderos costos. Cuando sí existen medidas reglamentarias, como exigir la compensación de los efectos negativos, pocas veces se aplican.

Claramente, la perspectiva a corto plazo ha sido uno de los principales motores de la conversión de los bosques de BAU. Este capítulo ha mencionado ejemplos en ALC que muestran cómo se pueden lograr beneficios ambientales económicos, sociales y a largo plazo, anteriormente sacrificados, mediante la gestión forestal sostenible (SEM). Los estudios de caso ilustran el potencial cambio que puede traer la participación de los gobiernos (por ejemplo, el Programa de Pago por Servicios Ambientales de Costa Rica), inversionistas privados (Futuro Forestal, Planting Empowerment) y las ONG locales (las hojas de palma xate, el programa de la nuez maya) en programas que mejoren el rendimiento general del uso forestal, incorporando el mejoramiento de los indicadores sociales y la conservación de la biodiversidad y SE.

Planting Empowerment (PE), por ejemplo, calcula que los pagos de arrendamientos de sus proyectos SEM de reforestación, con participación de los propietarios de tierras y las comunidades en las ganancias, después de 25 años, ofrece una TIR de 11,24% que es significativamente mayor que la TIR de BAU de 6,24%. La figura 8.10 muestra los cálculos aproximados del valor actual neto (VAN) por año con una

Figura 8.10. Valor actual neto por año a un descuento del 8%, SEM comparado con BAU (Planting Empowerment)



Fuente: Planting Empowerment (2010).

tasa de descuento del 8%. El VAN de BAU es para un propietario de tierras individual, que alquila o utiliza la tierra para ganado o maíz. El VAN de SEM se basa en la reforestación con especies mixtas (estudio de caso 8.3). BAU sigue siendo rentable para la persona, aunque no alcanza los beneficios del enfoque SEM. Si los costos y beneficios sociales totales se incluyeran en la ecuación, BAU probablemente mostraría una pendiente descendente y SEM entregaría beneficios sustancialmente mayores.

3. Las prácticas SEM pueden llevar a reducir costos sociales y privados y a aumentar la rentabilidad para las empresas privadas.

Se determinó que diversos ejemplos de prácticas SEM ofrecen mejores rendimientos financieros para las empresas que el enfoque BAU. Además del modelo de reforestación SEM de Planting Empowerment (analizado antes), la tala de impacto reducido ha demostrado ser competitiva con la tala convencional, incluso sin tomar en cuenta el valor mejorado de la producción futura del rodal residual mejor protegido. Un estudio en la Amazonía de Brasil (recuadro 8.9) determinó que la eficiencia y productividad aumentaron en una operación típica de tala de impacto reducido, que compensa sus costos iniciales más altos. El daño a los rodales residuales fue mucho menor y el costo/m³ asociado a la tala de impacto reducido fue un 12% menos que el costo de un trabajo similar en la tala convencional (Holmes *et al.* 2001).

A pesar de los beneficios generales de la tala de impacto reducido, la falta de información sobre los costos reales de la tala convencional y otras prácticas BAU impide una adopción más generalizada de prácticas SEM. La entrega de títulos de tierras y las señales del mercado que reflejan la escasez son fundamentales para cambiar las actuales prácticas forestales BAU a enfoques SEM. Sin restricciones reglamentarias, el costo de oportunidad de la tala de impacto reducido y otras prácticas SEM puede ser muy alto para atraer a las empresas forestales. Es necesario lograr un cambio de comportamiento y este podría ser impulsado por dichas restricciones.

4. La certificación de la gestión sostenible es esencial para captar nichos de mercado emergentes.

La certificación de sostenibilidad, con contratación de proveedores de la cadena de custodia de productos forestales, es una herramienta importante en el cambio a SEM. La certificación aprovecha las fuerzas del mercado para promover la formalización del sector forestal (hasta ahora, en su mayor parte informal, ineficiente y no sostenible en los países de ALC) con la promesa de beneficios económicos que dependen de la internalización de los costos básicos ambientales y sociales. El potencial de la certificación en los mercados masivos en la UE y en EE.UU., donde el apoyo del consumidor a productos certificados está más desarrollado, impulsa el cambio en el comportamiento tanto de los empresarios como de los responsables de la toma

de decisiones. La promesa de certificación se basa mayormente en un mejor acceso a los mercados, no obstante, en algunos nichos, la certificación también puede permitir acceso a sobreprecios para los productos forestales. En Guatemala, la certificación del FSC permitió que las empresas de concesiones comunitarias incrementaran sus ingresos en un 209%, en parte basándose en los sobreprecios para la caoba certificada (PROFOR 2010). En Honduras, las comunidades forestales aumentaron sus ingresos en un 128% a \$579.375 con tan solo un 19% de aumento en el volumen talado, una vez que llegaron a los mercados certificados.

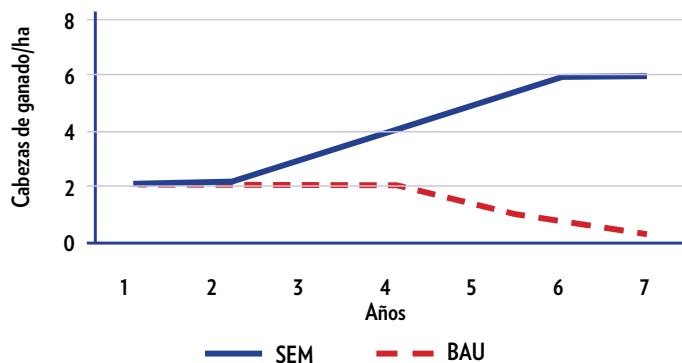
Actualmente, los bosques certificados representan, una parte muy pequeña de las áreas forestales, aproximadamente un 1,2%. En consecuencia, surge una oportunidad importante para que las empresas y las comunidades que aprovechan los productos forestales diferencien sus productos y los hagan más competitivos. Las actuales tendencias sugieren que, en el futuro, la certificación será obligatoria en la mayoría de los mercados importantes, por ende, perderá parte de su atractivo como diferenciador. A medida que más productores obtienen certificaciones, los sobreprecios disminuirán constantemente.

5. La conversión de los bosques y las prácticas forestales BAU, especialmente en los trópicos, causan una disminución de las utilidades para agricultores y empresas

Dentro de las tierras tropicales húmedas desforestadas, la agricultura, la ganadería y las plantaciones forestales que siguen las prácticas BAU, obtienen una ganancia marginal en el largo plazo, si es que logran alguna. Esto es particularmente cierto en tierras bajas accesibles, que se pueden explotar, que son deforestadas primero y que después continúan con una tala más costosa de áreas marginales, con grandes pendientes. La fertilidad en brusco descenso socava la futura productividad agrícola o forestal. Esto a la larga afecta no solo los ingresos de los agricultores, sino el sustento de las personas que dependen de los bosques que sufren la pérdida de PFNM esenciales y otros recursos. La pérdida de la fertilidad aumenta el uso de fertilizantes para compensar, eleva los costos de producción y disminuye las tasas internas de rendimiento (Mackensen y Fölster 1999) y, por último, contamina las aguas subterráneas y superficiales.

Varios análisis económicos (por ejemplo, Hetch 2008; Almeida y Uhl 1995) muestran que la ganadería en la Amazonía, debido en parte a la pérdida de nutrientes del suelo después de algunos años, tiene una productividad baja o incluso negativa si las ganancias de la especulación de la tierra no se toman en cuenta. Las malezas y la degradación del suelo en Brasil generalmente reducen las tasas de población de ganado de dos cabezas por hectárea durante los primeros cuatro años del pastizal a solo 0.3 cabezas por hectárea algunos años después (White *et al.* 2001). En cambio, los Estados brasileños que han promovido sistemas agroforestales en sus paisajes han visto un incremento de la productividad: hasta tres veces más ganado por

Figura 8.11. Cabezas de ganado por hectárea en Brasil (SEM frente a BAU)



hectárea en comparación con los pastizales talados de BAU (Brack 2000). La figura 8.11 refleja el escenario SEM y BAU en zonas de Brasil con pastizales talados y la diferencia en productividad obtenida por hectárea en la cría de ganado.

6. Las corrientes diversificadas de ingresos ayudan a consolidar SEM, incluidos los pagos por servicios ambientales.

No es necesario utilizar un sistemas de producción en forma exclusiva; a menudo, se pueden crear opciones para tener una variedad de flujos de ingresos, en especial para los actores locales relacionados con PFNM, PSA o el ecoturismo. Las empresas pueden concentrarse en la madera, pero otorgar licencias a otros actores para que cosechen PFNM en sus concesiones o bosques privados o beneficiarse simultáneamente de los mercados del carbono, como lo hace el modelo de negocios de Futuro Forestal en Panamá donde el promedio de la TIR es un 11%. Las empresas de madera con frecuencia aprovechan la diversificación de los ingresos, como las corrientes de ingresos provenientes del secuestro de carbono, PFNM u otros SE (Scherr et al. 2004). Ello promoverá y a su vez se beneficiará de un enfoque integrado de la planificación y la implementación del uso de los recursos.

En ALC, diversas iniciativas han sido puestas en marcha para valorar los SE y movilizar financiamiento comercial para las mismas. En 2008, como mínimo, 22 países de ALC habían participado en proyectos de PSA o en estudios para su implementación (OEA 2009). Los PSA para servicios de cuencas hidrológicas en ALC representaron \$555 millones y conservaron 8,9 millones de ha. En México, los PSA para servicios hidrológicos (PSHA) se financian con \$18 millones provenientes de cargas federales sobre recursos hídricos (Muñoz-Pina et al. 2008). Los pagos también se canalizan para implementar acuerdos agroforestales en siete Estados mexicanos con \$4,8 millones en 2008 para proteger 86.385 ha. El éxito del PSHA es tal que, entre 2003 y 2005, menos del 0,1% de las casi 300.000 ha cubiertas estaban deforestadas, deforestación que fue provocada por incendios.

Varios países están diseñando y probando herramientas para tener acceso a los mercados del carbono; parece haber una buena oportunidad para la conservación de los bosques, el desarrollo social y la generación de ingresos en planes de secuestro de carbono como REDD+. Los ingresos proyectados para los terrenos forestales de estos mercados serán atractivos, si un régimen posterior a Kioto (que entrará en vigor después del año 2012) incluye la deforestación y degradación evitada como un servicio cobrable. En Guyana, con un precio de Reducción de Emisiones Certificada de alrededor de \$20/t y suponiendo solamente créditos generados para el carbono almacenado en la biomasa superficial, la reducción del CO₂ según REDD+ fluctuaría entre \$6.500 y \$7.000/ha (McKinsey & Company 2008). Para los gobiernos de ALC, la deforestación evitada puede ser una herramienta para el desarrollo rural, la mitigación de la pobreza y la conservación. Se han puesto a prueba algunos proyectos sobre el carbono y las iniciativas REDD+; basándose en estos proyectos piloto, se deben implementar algunas condiciones: instituciones rurales fortalecidas, generación de información confiable para los inversionistas (es decir, reservas de carbono, adicionalidad, permanencia, vigilancia y evaluación) y marcos jurídicos.

7. SEM puede actuar como marco para promover la equidad.

Los enfoques de SEM pueden brindar varias opciones a las comunidades forestales y rurales, desde la madera y los productos de la madera a productos forestales no madereros, pago de servicios ecosistémicos y ecoturismo, entre otros. Las ganancias de dichas fuentes de ingresos tienen una especial importancia para las poblaciones menos favorecidas, pero la participación de los interesados, el empoderamiento y el desarrollo de las habilidades relacionados con la planificación y la implementación de proyectos SEM pueden ser igual de importantes.

Aproximadamente un cuarto de los pobres del mundo y el 90% de los estratos más pobres dependen sustancialmente de los bosques para su sustento (Banco Mundial 2001). Alrededor del 80% de la población en países en desarrollo utiliza productos forestales no madereros para sus necesidades domésticas, de salud, y nutricionales. Como mínimo, 150 productos forestales no madereros se comercializan internacionalmente (Etherington 2008). Estos patrones también se reflejan en ALC. Solamente en la cuenca del Amazonas, el comercio formal en PFNM se valora en \$200 millones/año (CATIE 2008). En Brasil, Bolivia y Perú la cadena de valor de la nuez de Brasil ofrece empleos a 15,000 personas (FAO 2009). En Bolivia, las nueces de Brasil constituyen en un 45% a las exportaciones relacionadas con los bosques, con \$70 millones/año (CIFOR 2008a). Las personas que dependen de los bosques, junto con las pequeñas y medianas empresas forestales, tienen el potencial para participar en SEM, siempre y cuando tengan acceso a los recursos para la inversión inicial, la asistencia técnica y la información sobre el mercado. Iniciativas como el Programa de la Nuez Maya muestran que mediante la recuperación

del conocimiento tradicional sobre el uso de las especies nativas y a través de nuevos mercados, las ONG locales pueden conservar SE amenazados y mejorar la seguridad de los ingresos y de la alimentación en las comunidades rurales.

En Guatemala, Rainforest Alliance apoyó a los campesinos de Uaxactún para establecer estándares de sostenibilidad y certificar la tala sostenible de los bosques de palmera xate; 30 millones de hojas se entregan en todo el mundo cada año para decoraciones del hogar y de las iglesias (especialmente para Domingo de Ramos). Los envíos generan ganancias de más de \$100.000 al año para la comunidad, más de la mitad de las cuales van directamente a los 1.300 recolectores. De acuerdo con Floridalma Ax, miembro de la Organización de Manejo y Conservación (OMYC) de la concesión forestal de la comunidad en la Reserva de la Biosfera Maya, las mujeres que hasta hace poco no tenían ingresos en efectivo ahora ganan entre \$6 y \$7 al día por cosechar, seleccionar y empaquetar el xate para su exportación. En la Selva Maya, donde cerca del 50% de la población no tiene una educación formal, la cosecha del xate silvestre genera más de 10.000 empleos, especialmente para mujeres.

Igualmente, una promoción de la equidad a través de beneficios para poblaciones rurales empobrecidas se documentó para Costa Rica, donde los pequeños agricultores que protegen bosques o reforestan cuencas hidrográficas esenciales reciben de \$30 a \$50/ha/año en PSA; por ende, sale de la pobreza un 50% de las personas que antes estaban bajo el umbral de la pobreza (Scherr *et al.* 2004). En México, donde tipos similares de PSA se estaban realizando por montos parecidos en 2004, un 83% de los pagos fueron hechos a centros de poblaciones marginadas (Ruiz-Perez *et al.* 2005).

8. La información y la concientización deben mejorar.

Mejores datos sobre el estado de los recursos forestales, vigilancia y evaluación de SEM y programas públicos de información deben ser componentes de los programas SEM a cada nivel: las empresas, la comunidad, los gobiernos locales y los programas nacionales deben captar un entendimiento más amplio y el apoyo del público. Los responsables de la toma de decisiones, los defensores e inversionistas: todos necesitan información para tomar decisiones prudentes.

Estas conclusiones son coherentes con los análisis gráficos del paradigma de los estándares BAU/SEM en el capítulo 2 (figura 2.4). Las ganancias netas de prácticas forestales BAU (explotación selectiva y deforestación y la conversión del uso de la tierra), disminuyen a medida que los bosques accesibles y fáciles de labrar se vuelven escasos, aumentando en consecuencia los costos. El aumento de la resistencia social a las prácticas de explotación forestal abusiva y la externalización de los impactos acarrea reglamentos y cargos, aumentando más los costos. A medida que la curva de rendimiento neto de BAU es forzada a descender, la escasez de recursos forestales y el desarrollo de algunas

oportunidades de mercado más sofisticadas (por ejemplo, certificación y pago por servicios ambientales) aumentan el rendimiento posible por medio de SEM. En definitiva, esta evolución impulsa un cambio de BAU a SEM. Es igualmente aplicable realizar un mayor análisis gráfico sobre el papel de las fuerzas del mercado, los efectos de los subsidios y la incorporación de instrumentos de política.

9. La transición de BAU a SEM se fomenta al incorporar herramientas de política en la toma de decisiones.

Las inversiones iniciales que se necesitan para el cambio a SEM en la mayoría de las prácticas forestales descritas en este capítulo, como la tala de impacto reducido, la certificación y el establecimiento de especies nativas mixtas, con frecuencia disuaden a los gestores de los bosques de adoptarlas. Sin embargo, si se comparan y se prevén los costos y beneficios totales según BAU y SEM a nivel de la empresa, SEM con frecuencia no solamente es asequible, sino necesario para mantener los márgenes de ganancias. La falta de información sobre los verdaderos costos y beneficios, la aplicación, la planificación forestal y los aspectos débiles de las instituciones en el sector forestal son algunas de las trabas en el proceso de transición de BAU a SEM. Los incentivos económicos, como las desgravaciones fiscales para las empresas que invierten en enfoques SEM y el uso de las facultades de compra del gobierno para establecer estándares y la certificación como la norma, son herramientas que pueden facilitar su adopción inicial.

Los instrumentos de política, como la promoción de la certificación y los programas de PSA, incluidos mercados de carbono e instrumentos fiscales para ayudar con la inversión inicial, se pagarán por sí mismos por medio de mayores devoluciones de impuestos y cargos una vez que los programas estén en marcha. Certificaciones como la de los Estándares de Clima, Comunidad y Biodiversidad (CCB) son importantes para transformar las áreas antes dedicadas a la agricultura o la cría de ganado según normas BAU a áreas de bosques según las prácticas SEM, mediante el uso de REDD+ y otras opciones de PSA por almacenamiento de carbono.

10. Los PFNM bajo tasas de extracción no sostenibles pueden provocar el colapso de la industria.

El ratán fue uno de los primeros ejemplos documentados de tala excesiva de PFNM (de Beer *et al.* 1989); además se ha demostrado que la tala excesiva del palmito está detrás de la disminución de la producción de palmito de especies forestales observada durante los últimos treinta años (CATIE 2008). Las tasas de extracción no sostenible, generalmente impulsadas por una alta demanda de mercado, han llevado a muchas plantas al borde de la extinción. En Ecuador, una de las hierbas medicinales más conocidas en el mundo, la Cascarilla cinchona pubescens, fuente original de la quinina, el potente medicamento contra el paludismo, puede estar en amenaza por la explotación excesiva (WWF 2010). La cantidad de plantas medicinales y otros

PFNM que se usan en ALC es grande, en muchos casos, hay poquí-sima información sobre su estado: números de población, estructura y si se encuentran en amenaza, peligro de extinción o extintas. Sin embargo, la desaparición de valiosas especies de plantas de incluso una sola región puede tener importantes efectos económicos en las poblaciones locales.

11. Los bosques y las comunidades son vulnerables al cambio climático.

El cambio climático, en general, aumenta los riesgos tanto en escenarios BAU como SEM. La extinción paulatina o el cambio geográfico de los bosques previstos por algunos analistas, debido al aumento de temperaturas mundiales y a un clima más seco en el mundo o en la región, puede afectar a la industria forestal y a las comunidades que se ganan la vida gracias a los recursos forestales. Cambiar los bosques también afectará a otros sectores de la economía gracias a sus efectos en la biodiversidad, el suministro de recursos hídricos, polinizadores, plagas y enfermedades, valores recreativos y turísticos y emisiones de CO₂. Al mismo tiempo, los bosques ahora pueden ser más importantes que nunca debido su aprovisionamiento de SE que contribuyen a captar carbono, mitigar las tormentas y modular los microclimas. Mantener la biodiversidad y SE sanos pondrá a los bosques en una posición de ser adaptables y, por ende, más sostenibles. La degradación continua según las prácticas BAU amenaza ese aspecto de los bosques y aumenta la vulnerabilidad de la región al cambio climático.

dispersión de las semillas, germinación, crecimiento, etc.) la absorción de los nutrientes y muchos otros procesos. Pero los detalles que controlan la productividad en cada sitio son muy específicos de ese lugar, su historia y las intervenciones de gestión que se estudian. Rara vez se encuentran al alcance datos específicos de un lugar para apoyar la planificación o la vigilancia y evaluación de los resultados.

Además, hace falta información socioeconómica, que a menudo es deficiente en lugares y momentos específicos. Por ejemplo, los problemas de tenencia de tierras y una falta de definición de los derechos de propiedad siguen siendo una barrera para organizar empresas forestales en muchos lugares. Los derechos de propiedad son necesarios para que se desarrollen los mercados de SE derivados de los bosques, no obstante, los derechos de propiedad están poco desarrollados en la mayor parte de los países productores. Los procesos de gobernanza generalmente son débiles, como el conocimiento de los usuarios de las leyes pertinentes y las medidas regulatorias, o su capacidad de autorizar y presentar informes sobre los procesos. Consultar a los actores interesados y permitirles realizar auditorías sociales a los organismos forestales locales ha sido muy útil en algunos países (por ejemplo, Nicaragua) pero no se practica de forma generalizada.

Con frecuencia, los efectos económicos no se comprenden. Los costos externos de BAU son evidentes, pero su percepción se limita principalmente a los círculos académicos y organizaciones forestales especializadas. A pesar del hecho de que existen fuentes que han informado durante décadas sobre los efectos de BAU, esta información a menudo no está todavía internalizada en las decisiones comerciales diarias ni se toma en cuenta en las políticas públicas locales o nacionales.

Un paso importante hacia el funcionamiento más eficiente de las autoridades forestales y organizaciones de apoyo al sector forestal de la región, sería revisar la información existente y desarrollar metodologías uniformes biofísicas y socioeconómicas para obtener los datos más esenciales para la toma de decisiones. Esta información también sería útil para las decisiones que afectan a los recursos forestales en áreas multisectoriales como la planificación rural, el desarrollo de infraestructura, la minería, la agricultura y el desarrollo turístico, entre otros.

Se debe generar información sobre aspectos de los procesos económicos que muy probablemente serán afectados por el cambio y que son relevantes para la gestión de los recursos forestales y los SE. Por ejemplo, entre las actividades de planificación a escala regional se encuentra la identificación de áreas con una biodiversidad única o importante o con un potencial productivo específico, donde SEM puede contribuir a la capacidad de adaptación al cambio climático.

Asimismo, se necesitan mecanismos para promover empresas forestales que mantengan registros transparentes sobre los costos y beneficios de sus actividades. Esto ayudará a autoridades forestales a comprender las compensaciones económicas y ambientales de los distintos regímenes de gestión.

8.10 RECOMENDACIONES SOBRE POLÍTICAS

Para que sean exitosas, las políticas SEM deben enmarcarse en una serie de objetivos esenciales: información confiable, incentivos y mercados para la producción forestal, certificación y su correspondiente adquisición, gobernanza y aplicación, diversificación de productos, formalización del sector y una mayor competitividad del uso sostenible de los bosques.

MEJOR INFORMACIÓN Y ANÁLISIS

La escasez de información confiable es uno de los principales factores que afecta las decisiones sobre SEM en ALC. A menudo se encuentra disponible algún tipo de conocimiento, pero no así datos específicos sobre el caso en cuestión. Por ejemplo, hay abundante información biológica sobre la composición y la estructura de los bosques y, en general, gracias a años de investigación, hay información clara disponible sobre el funcionamiento básico de los bosques. Por lo tanto, hay información sobre generalidades de los ciclos de nutrientes y la pérdida de fertilidad después de la deforestación, al igual que descripciones generales de la reproducción de los bosques (polinización,

Las iniciativas privadas y comunitarias pocas veces atraerán a posibles inversionistas de carbono y REDD+, entre otros mercados de SE, si no hay información confiable y transparente sobre el aprovisionamiento del SE. Una forma de proporcionar estos datos es establecer mapas y registros permanentes que puedan brindar datos comparativos con el paso del tiempo sobre los sistemas naturales y manejados. Los usuarios de los bosques podrían proporcionar datos sobre sus costos y beneficios, mientras que las autoridades locales o consejos de vigilancia podrían brindar información sobre el flujo de los SE forestales. El uso de imágenes transmitidas por satélite, SIG, el modelos de la biodiversidad y SE y modelos de la dinámica y las compensaciones entre los distintos usos de la tierra son herramientas que se están adoptando en ALC. Estas herramientas y conjuntos de datos ayudarán a tomar decisiones de política que equilibren los intereses económicos, sociales y ambientales.

INCENTIVOS Y MERCADOS PARA LA PRODUCCIÓN FORESTAL

Frecuentemente, la biodiversidad y los SE se pierden en las regiones, no solamente por la falta de información, sino por la ausencia de incentivos o la existencia de incentivos perversos. El uso de incentivos (es decir, subsidios, créditos blandos, créditos fiscales) ha sido importante para el desarrollo de la industria forestal en ALC y, sin duda, ha impulsado la rápida expansión de las plantaciones en algunos países. No obstante, estos instrumentos de incentivo también pueden distorsionar los mercados y tener efectos no previstos.

Algunos subsidios debilitan a SEM, como inducir una conversión desproporcionada de tierra forestal a favor, por ejemplo, de la producción de biocombustibles, extracción de madera o la ganadería. En países como Chile, los subsidios han promovido la rápida apropiación de la tierra por parte de grandes empresas. En Costa Rica y Nicaragua, se ha afirmado que los programas de subsidios impulsan la inequidad, la inefficiencia económica y el daño ambiental. Al facilitar las actividades que de lo contrario no serían rentables, tales subsidios llevan a una asignación inefficiente de los recursos desde una perspectiva social, como cuando se induce la conversión de la tierra ocasionando una degradación del ecosistema.

En casos en los cuales el beneficio social es claramente alto, pero los costos para los actores privados también lo son, como por ejemplo establecer una reserva de biodiversidad o una servidumbre de conservación en tierras privadas, los incentivos para compensar el costo de las oportunidades perdidas pueden ser una herramienta útil de política para apoyar a SEM.

Una estructura de precios de mercado para los beneficios ocultos de los SE forestales puede servir para evitar las externalidades negativas e incentivar la gestión de los bosques. Una forma de lograr esta estructura es a través de disposiciones legales y reglamentarias que promuevan los mecanismos de compensación para los propietarios de

tierras que llevan a cabo en forma voluntaria prácticas sostenibles. Las disposiciones legales en las leyes forestales, de aguas, biodiversidad, y áreas protegidas de muchos países, entre ellos, Colombia, Paraguay, Perú, Ecuador, Bolivia, Panamá y Costa Rica, fomentan el uso de incentivos económicos para compensar a los proveedores de SE. Por lo tanto, las iniciativas de PSA son una de las opciones de cambio de los subsidios perversos a un enfoque SEM. Los programas de PSA se concretan a través de contratos privados. Cualquiera sea el caso, los gobiernos deben brindar un entorno reglamentario adecuado para facilitar la adopción generalizada de este tipo de iniciativas, como se hizo en México y Costa Rica, por ejemplo. Otra herramienta comprobada es la desgravación fiscal o la exención de los impuestos sobre la propiedad para quienes protegen los ecosistemas.

Otros instrumentos basados en el mercado son las compensaciones ambientales, reguladas en varios países para facilitar la creación de mercados en torno a las compensaciones, como bancos de hábitats o de conservación. Los mismos ayudan a restablecer o proteger hábitats forestales críticos. Sin embargo, estos mercados no contribuirán sustancialmente a la equidad y a la mitigación de la pobreza, a menos que se realicen esfuerzos proactivos para reconocer derechos y formar mercados que ofrezcan igualdad de oportunidades de acceso a los productores de bajos ingresos de los SE de los bosques.

DIVERSIFICACIÓN DE LOS PRODUCTOS

Promover la diversificación de los flujos de ingresos es una práctica prudente. Según SEM, a menudo es la combinación de beneficios con diversos grupos lo que hace que un uso de la tierra en especial sea superior a un enfoque BAU. Combinar la producción primaria con la secundaria, PSA y ecoturismo, zonas de mitigación y corredores, con la gestión responsable y la conservación de los bosques naturales y las plantaciones de árboles, la agricultura sostenible y las instalaciones de procesamiento con uso intensivo de mano de obra, será esencial, tanto para “desarrollar” los beneficios económicos de SEM como para construir comunidades más resistentes y empresas capaces de responder a la variabilidad del mercado y adaptarse al cambio climático.

CERTIFICACIÓN Y NORMAS DE ADQUISICIÓN

La certificación de terceros de la producción sostenible de madera y PFNM es una estrategia que ayuda a las empresas forestales a realizar el cambio a SEM. La certificación asegura que las prácticas de producción se lleven a cabo en forma sostenible, de acuerdo a un conjunto específico de criterios que equilibran consideraciones ecológicas, económicas y sociales. La normalización de los productos y de los criterios de calidad es un elemento importante. El primer paso, a fin de ampliar la adopción de estándares de certificación, es la creación de capacidades al nivel de las dependencias de gestión de bosques. Actualmente, la actividad de certificación es baja en ALC, en comparación con otras regiones. Los programas de capacitación

que preparan a los propietarios de tierras y a las empresas para la certificación facilitarán la expansión de áreas de producción certificada. Asimismo, reducir los costos directos e indirectos de la certificación para los pequeños agricultores o para las cooperativas también facilitará la adopción de la certificación. Ello puede ser parte de una estrategia de competitividad nacional, la cual con frecuencia se dirige a los mercados internacionales.

Por otra parte, la mayoría de los mercados de maderas y PFNM son nacionales. Hay una oportunidad clara para que las políticas de adquisición del sector público apoyen la transformación de los sectores de recursos naturales y otros sectores que absorben los productos potencialmente certificados. Los gobiernos están entre los mayores consumidores en una economía; sus normas y actividades de adquisición pueden estimular una adopción más amplia de prácticas sostenibles. Esta medida puede incluir establecer normas que exijan, en caso de utilizar fondos públicos, el uso de productos producidos en forma sostenible, favoreciendo los procesos de certificación y la concientización sobre las consecuencias sociales y ambientales de las decisiones de consumo. Políticas de adquisición similares se podrían extender a través de medidas regulatorias que extiendan las normas, los estándares y las políticas fiscales a un segmento más amplio de la economía.

FORMALIZACIÓN Y GOBERNANZA

La formalización del sector forestal es un paso significativo hacia la mejora de la gobernanza y la competitividad. La formalización se puede plantear más ampliamente de modo que cubra los recursos naturales renovables en general. Aunque la formalización ayudará a reducir la deforestación y la degradación del ecosistema, esta deberá concentrarse en materializar las oportunidades económicas y sociales a largo plazo que presenta el sector. El gobierno desempeña un papel central en la promoción de marcos institucionales bajo los cuales SEM es posible, tomando en cuenta las características y necesidades del sector: participación de los actores interesados, logística en las áreas distantes, seguros, legislación laboral, procedimientos administrativos y mecanismos transparentes de resolución de conflictos, entre otros. Las estructuras de gobernanza local se han establecido ampliamente, con frecuencia a nivel municipal, y pueden ser clave para la adaptación de las políticas a las necesidades locales, una aplicación eficaz de las leyes y la gestión práctica de los recursos forestales.

La tala ilegal y la extracción excesiva de PFNM es, en parte, consecuencia de una gobernanza y estructuras de aplicación deficientes. Una mala gobernanza y estructuras débiles de aplicación son obstáculo para la transición a SEM y para la materialización de sus beneficios económicos y sociales. Aunque una mejor información, una mejor legislación y los mercados en crecimiento pueden aumentar la

rentabilidad de la gestión forestal, sin una gobernanza competente, estas condiciones también pueden mejorar las ganancias derivadas de la tala ilegal, la extracción excesiva y la corrupción. En consecuencia, la consolidación del sector forestal debe ir de la mano con el surgimiento de políticas nacionales y vínculos con la implementación local de tales políticas, además de estructuras de gobernanza locales más transparentes y capaces. El fortalecimiento de las capacidades administrativas locales y las medidas de vigilancia y control a lo largo de la cadena de valor serán fundamentales.

Los actores interesados locales, regionales y nacionales deben participar en el diseño y la implementación de la política SEM y los mecanismos para el diálogo y la resolución de conflictos. El control lo pueden tener organismos independientes en colaboración con los organismos encargados del cumplimiento de la ley, pero sobretodo, debe haber participación local en la supervisión, elaboración y uso de normas adaptadas localmente.

COMPETITIVIDAD MEJORADA DEL USO FORESTAL SOSTENIBLE

Crear condiciones que habiliten la competitividad por medio del fortalecimiento de las capacidades técnicas y comerciales de productores en pequeña y mediana escala, puede contribuir en gran medida a que los productores decidan adoptar prácticas sostenibles de uso de la tierra y ayudará a reducir los costos de gestión y aplicación.

Además de una capacitación comercial y técnica, los actores locales también necesitarán recursos iniciales de crédito (o subsidios) y estructuras de préstamos especializadas para poder invertir en SEM y superar los atascamientos financieros, especialmente en el caso de los pequeños productores. Por ejemplo, los derechos de uso de los bosques pueden no ser garantías suficientes para las solicitudes de crédito a largo plazo. La promoción del microcrédito y los fondos especiales para apoyar el desarrollo forestal, como el Fondo Biocomercio en Colombia que incluye financiamiento de PFNM, pueden brindar apoyo a productores, por medio del otorgamiento de préstamos directos, inversión de capital o desarrollo de mecanismos que los conviertan en riesgos aceptables para los bancos. Estos mecanismos necesitarán apoyar el uso de tecnología adecuada y cubrir los costos iniciales.

Por último, las cadenas de valor del sector deben ser financieramente viables e inclusivas con los actores locales a fin de reducir la deforestación y la pobreza. En general, los marcos políticos, jurídicos e institucionales deben fomentar el desarrollo de la cadena de valor necesaria a fin de otorgarle competitividad económica a SEM y, por consiguiente, contribuir a la equidad y a la conservación de la biodiversidad y de los SE de los bosques.

CAPÍTULO 9.

TURISMO

Andrew Drumm⁴¹

con la colaboración de Rhona Barr⁴², Juan Rene Alcoba⁴³ y Jessie McComb⁴⁴



9.1 INTRODUCCIÓN

Turismo es una de las actividades económicas más importantes a nivel mundial en términos de crecimiento a escala y continuo, así como de influencia en los patrones de desarrollo de países y regiones. A pesar de que gran parte se asocia a características y medio ambientes naturales, el turismo internacional también se ha relacionado con la degradación de dichas características y lugares. Este capítulo explora hasta qué grado la biodiversidad y los ecosistemas naturales subyacen a la contribución económica del turismo internacional para el desarrollo de la región de América Latina y el Caribe (ALC); también explora en qué medida se debe proteger y considerar la biodiversidad y los ecosistemas naturales como la base de un beneficio económico constante.

En este capítulo, se han utilizado estudios de caso de toda la región a fin de comparar las implicaciones de dos modelos de desarrollo sectorial contrastantes en el potencial para un crecimiento sostenido y la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos (SE), de los cuales depende el sector del turismo en ALC: el modelo de prácticas habituales no sostenibles (BAU) y el modelo emergente de gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). Se evaluarán los costos y beneficios bajo cada uno de estos modelos de turismo a fin de establecer un plan de acción que pueda facilitar la transición de BAU a SEM. Además, en este capítulo, se señalará cómo se distribuyen los beneficios y costos

en las economías y se harán recomendaciones respecto a las políticas necesarias para mejorar la eficiencia, equidad y sustentabilidad en el sector del turismo en la región de ALC.

Conclusiones principales

- El sector turismo, tanto la categoría de sol y playa recreativa convencional como la categoría emergente basada en la naturaleza, dependen en gran medida de una biodiversidad saludable y del mantenimiento de los SE. Esto se manifiesta mediante la utilización de playas limpias, arrecifes sanos, ríos de aguas rápidas, aves, peces, ballenas, bosques y características naturales similares como atracciones que aumentan la demanda.
- El crecimiento actual tanto del turismo recreativo como del turismo de naturaleza, y su potencial a largo plazo en ALC, se ve socavado debido a la falta de comprensión de las contribuciones de la biodiversidad y los SE al sector.
- Las operaciones no sostenibles que causan la degradación tanto de los ecosistemas circundantes como de los sistemas sociales, ponen en riesgo el rendimiento económico a largo plazo del sector del turismo.
- El segmento de mayor crecimiento en el turismo es la categoría de turismo de naturaleza, donde los turistas gastan más que en el turismo recreativo convencional. Los gastos de los turistas de

⁴¹ Consultor.

⁴² Consultora.

⁴³ Consultora.

⁴⁴ Consultora.

la categoría de turismo de naturaleza tienen un mayor efecto multiplicador en las economías locales que los gastos asociados con el turismo recreativo bajo el modelo BAU. El crecimiento del turismo de naturaleza se ve amenazado por las prácticas BAU.

- El enfoque SEM en el turismo actualmente tiene una alta demanda en mercados clave de Europa y Norteamérica. Se pronostica en gran medida que el crecimiento del turismo SEM superará al BAU en un futuro previsible. Esta demanda brindará importantes oportunidades de desarrollo de negocios en toda la región de ALC.
- Mientras el turismo BAU sigue desgastando el capital natural, los segmentos de mercados clave, los inversionistas y los medios de comunicación cada día buscan más opciones turísticas sostenibles.

• Hay una evidente falta de información sobre el valor del turismo SEM y los (a menudo ocultos) costos del BAU, o en términos más generales, sobre los costos y beneficios comparativos de ambos modelos. Si la información estuviese disponible inmediatamente, estas conclusiones ayudarían a catalizar la transición de un turismo BAU a un turismo SEM.

• La certificación de las operaciones turísticas ha tenido un papel menor, pero la demanda está en aumento y es probable que sea cada vez más importante para señalar el estatus SEM a los visitantes que planifican sus viajes.

• Los mercados nicho que dependen de una biodiversidad saludable, como la observación de ballenas, aves y peces de arrecife, son grandes y crecen rápidamente con un gasto mayor por persona y ganancias económicas locales mayores que las del turismo BAU. Sin embargo, estos mercados SEM son extremadamente vulnerables al deterioro de los SE.

PARTE 1—Servicios ecosistémicos y turismo

9.2 EL PAPEL DEL SECTOR TURISMO EN LAS ECONOMÍAS NACIONALES

El turismo es una de las actividades económicas más importantes a nivel mundial. En 2007, el turismo fue el cuarto mercado de exportaciones de bienes y servicios más grande a nivel mundial, aportando \$856.000 millones en ganancias generadas por las exportaciones. Si se incluye el transporte internacional de pasajeros (transporte contratado fuera del país de residencia del viajero), entonces los ingresos del turismo internacional estuvieron por sobre \$1 billón en 2009, o en términos más simples, el turismo internacional generó casi \$3.000 millones por día (OMT 2010).

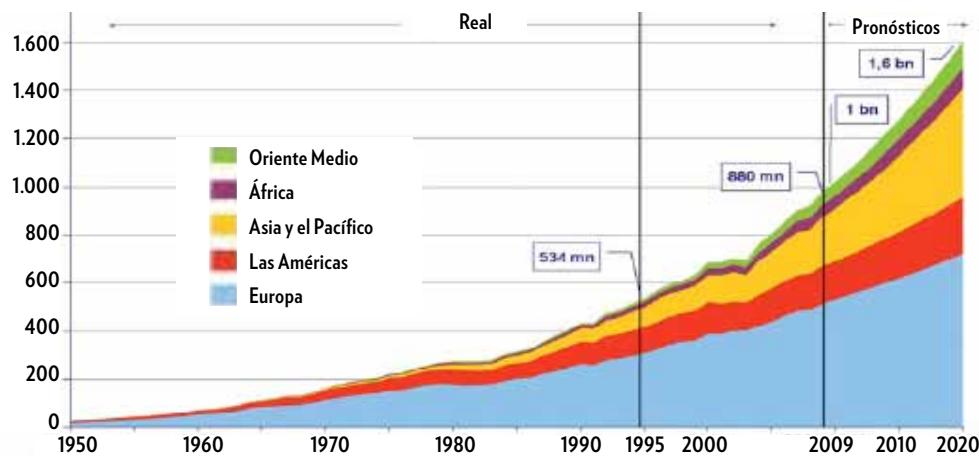
El tamaño y alcance del sector turismo moderno resumidos en este capítulo son principalmente el resultado de procesos BAU que han desarrollado con éxito oportunidades para crear y explotar los mercados de viajes. Estos emprendimientos BAU siguen siendo el eje central del sector. Sin embargo, el tamaño y éxito de la industria del turismo BAU parecen haber creado, en mayor medida, condiciones que limitan el crecimiento futuro, en particular debido al deterioro de una serie de condiciones culturales y naturales que sustentan el turismo BAU, socavando la sostenibilidad de las empresas. El uso excesivo

o indebido cada vez mayor de recursos y el debilitamiento de los SE de los cuales depende el turismo (además de los nuevos mercados de turismo responsable que se expanden rápidamente) han fomentado el desarrollo de enfoques más sostenibles que están reemplazando constantemente a los modelos antiguos. La figura 9.1 a continuación muestra cómo el valor real del turismo internacional ha crecido desde 1950 y cómo la Organización Mundial de Turismo de las Naciones Unidas (OMT) prevé que este sector crecerá hasta el año 2020.

Las Américas representaron el 20% del mercado total del turismo con ganancias de \$171.000 millones en 2007 en los ingresos por turismo internacional, lo que equivale a un gasto promedio de \$1.200 por llegada (OMT 2008). En 2009, la participación de ALC en el mercado mundial de turismo fue de la siguiente manera (OMT 2010): El Caribe 2,2%, América del Sur 2,3% y América Central 0,9%. A pesar de que la región de ALC solo tiene una pequeña participación en el mercado mundial, el turismo en esta región ha significado una importante contribución al desarrollo económico y a la igualdad, aunque aún tiene un gran potencial para el futuro.

Entre 1990 y 2010, el crecimiento anual promedio en el sector a nivel mundial fue de un 2,9%, mientras que en América Central (6,5%) y América del Sur (3,3%) el sector del turismo creció significativamente más rápido. Sin embargo, en el Caribe el crecimiento fue mucho menor con un 1,5% (OMT 2010). México se ubicó en el décimo lugar entre los destinos internacionales más visitados en 2007 (OMT 2008). La

Figura 9.1. Llegadas de turistas internacionales, por región (millones)



Fuente: UNWTO (2010).

contribución del turismo al BIP de las subregiones de ALC varió de aproximadamente un 2% en algunas de las economías más desarrolladas de América del Sur a casi un 20% en el Caribe.

El cuadro 9.1 muestra las cantidades pasadas, actuales y futuras de visitantes a las Américas, la participación en el mercado entre las subregiones y las tasas de crecimiento en función de la cantidad de visitantes. América Central, América del Sur y el Caribe siguen creciendo más rápido que América del Norte, que tiene casi el 70% del mercado de las Américas.

Este capítulo se enfoca principalmente en el turismo internacional, donde se han generado los impactos más importantes y generales, especialmente en términos de ganancias generadas por las exportaciones. En las economías más grandes de ALC, el turismo interno también es importante y ha crecido. Brasil, Argentina, Chile y Colombia tienen mercados nacionales que superan la demanda de turistas internacionales. El cuadro 9.2 a continuación, muestra esta condición con información sobre Brasil. Aunque la cantidad total de visitantes extranjeros en Brasil no ha variado, la composición ha cambiado a menos viajeros de negocios y más turistas de travesía larga.

Cuadro 9.1. Llegada de turistas internacionales, participaciones en el mercado, tasas de crecimiento en las Américas

Región	Millones de visitantes			% de la participación en el mercado 2010	% de la tasa de crecimiento promedio 2010
	2000	2010	2020		
América del Norte	92,7	131,9	192,0	69,3	3,6
Caribe	17,5	26,6	40,0	14,0	4,3
América Central	3,2	5,0	7,5	2,6	4,5
América del Sur	16,9	26,9	42,8	14,1	4,8
Total	130,2	190,4	282,3	100	3,9

Fuente: OMT (1997).

Cuadro 9.2. Cantidad de visitantes en Brasil

Visitantes en Brasil	1999	2009	Crecimiento anual promedio
Internacionales	5,1 millones	5,1 millones	0%
Nacionales	25 millones	54 millones	8%

Fuente: Janér (2010).

En términos de equidad de género, se contrataron muchos más hombres que mujeres en la mayoría de los países del Caribe (cuadro 9.3), aunque en tres países, esta tendencia fue contraria. Además, las mujeres tendieron a ganar menos que los hombres en este sector. Un estudio en República Dominicana demostró que las mujeres ganaban un 32% menos que los hombres (PNUD 2005).

En América del Sur la dependencia del turismo es mucho menos pronunciada, aunque el turismo de naturaleza sigue siendo una importante fuente de empleo. Por ejemplo, durante los últimos años, uno de los parques más populares en Venezuela ha sido el Parque Nacional Morrocoy, con un promedio de 1.500 millones de visitantes al año. El parque genera 5.000 empleos permanentes en las áreas adyacentes al parque, representando aproximadamente el 50% del empleo local. En Venezuela, las áreas protegidas más visitadas generan entre un 30% y 50% de los empleos locales⁴⁵.

Otros países como Dominica, Costa Rica y Ecuador no han desarrollado el modelo de turismo de gran volumen. En estos países, ha emergido un modelo interno de turismo de naturaleza que se basa en las ventajas comparativas que poseen en términos de biodiversidad y medio ambientes naturales únicos. Este modelo enfatiza la diferenciación del producto. Los recursos humanos dejan de ser un simple actor de costo y se convierten en un factor clave para el éxito del negocio dado el énfasis que se pone en las manifestaciones culturales.



9.3 EL PAPEL DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL SECTOR

Cuadro 9.3. Porcentaje de fuerza laboral en el sector del turismo

País	Hombres	Mujeres	Año
República Dominicana	10,3	0,6	2007
Trinidad y Tobago	12,9	25,7	2005
Las Bahamas	13,6	16,3	2005
Santa Lucía	13,7	0,6	2004
Saint Kitts y Nevis	15,7	24,3	2001
Dominica	15,8	0,5	2001
Jamaica	16,3	0,8	2005
Antigua y Barbuda	16,5	0,7	2001
Barbados	18,4	1,3	2004

Fuente: ILO (2008).

Turismo de naturaleza. Evidentemente, el sector del turismo es un componente dinámico e importante en las economías nacionales de ALC; en el Caribe, los países dependen en gran medida de este sector. Las atracciones turísticas que manejan la industria se pueden dividir, a grandes rasgos, entre naturales y culturales (como las atracciones construidas). Se debe considerar que las edificaciones históricas, museos y los bulliciosos mercados de Francia, Gran Bretaña y otros destinos principales generan una gran parte de la demanda del turismo mundial. El turismo cultural también es importante en ALC, especialmente en el continente donde se encuentran los sitios arqueológicos aztecas, mayas e incas, así como la herencia colonial de España. Pero, cada vez más, las atracciones naturales de la región son el elemento de atracción principal. En 1997, la Organización Mundial de Turismo de las Naciones Unidas (OMT) estimó que las actividades de turismo de naturaleza representaron el 20% de todos los viajes internacionales (ILMB de Canadá 2001).

⁴⁵ Cartaya, Pabón-Zamora y Gil (2009). Este estudio es parte de la serie de estudios sobre Valuing Nature Studies realizados en varios países.

Recientemente, la OMT estimó que esta área del mercado tiene una tasa de crecimiento del 5% a nivel mundial, representando un 6% del producto interno bruto mundial y un 11% de todos los gastos de los consumidores (OMT 2002).

El cuadro 9.4 muestra una tipología del turismo para facilitar la comprensión de los términos utilizados en este capítulo. El **turismo de naturaleza** se divide en la categoría de turismo recreativo donde la naturaleza se consume pasivamente y la categoría de turismo de naturaleza una categoría que se encuentra en rápido crecimiento. En la última categoría, se buscan activamente componentes naturales específicos como la observación de la flora y fauna mientras se vive la atracción; mientras que en la primera categoría, la infraestructura construida es un elemento central (piscinas, cruceros, etc.). Sin embargo, ambas categorías requieren de un medio ambiente natural saludable y de provisiones de SE.

Todas las actividades turísticas de naturaleza dependen del acceso a ellas y del mantenimiento de los SE. A continuación presentamos cuatro ejemplos principales de SE: biodiversidad, agua dulce, protección costera y mariscos y pescados. Muchos otros SE pudieron haber sido destacados, tal como se sugiere en la figura 9.2; algunos de ellos se analizarán a continuación.

Servicios ecosistémicos: Biodiversidad

La información de ALC muestra una correlación muy fuerte entre la demanda del turismo y los SE de biodiversidad. Entre dos tercios y tres cuartos de todos los turistas internacionales visitan al menos una zona natural protegida (por ejemplo, Perú (73%) (PromPeru 2008), Argentina (60%) y Costa Rica (65%-75%) (ICT 1996)). De las empresas de turismo y hotelería del Caribe encuestadas, un 94% reconoció que dependen del medio ambiente para su sustento (Vere Slinger 2002). Muchos países del sur, ricos en biodiversidad, tienen una gran cantidad de turistas: La cantidad de turistas en 23 de estos países aumentó en más de un 100% durante la última década; nueve de esos países son de ALC (cuadro 9.5). En la región de ALC, Argentina, Brasil, República Dominicana y México recibieron a más de 2 millones de visitantes extranjeros cada uno por año (Christ et al. 2003).

El Caribe recibe una gran cantidad de visitas, con turistas motivados por los atractivos naturales de los entornos costeros, en particular las playas de arena aptas para el baño, palmeras y arrecifes de coral, para actividades recreativas como los baños de sol, la natación, el esnórkel, el buceo y el esquí. En contraste con este esquema del Caribe, en gran parte de América del Sur y América Central, los turistas buscan el acceso a los bosques tropicales, bosques nubosos, parques nacionales y paisajes naturales espectaculares para actividades como observación de aves, observación de flora y fauna, caminatas con intérprete, montañismo y muchas otras actividades centradas en la naturaleza.

Cuadro 9.4. Tipos de actividades de turismo de naturaleza (ilustrativo)

a. Recreativo (apreciación pasiva de la naturaleza)	b. Enfocado en la naturaleza (apreciación activa de la naturaleza)		
	Turismo de aventura	Ecoturismo	Otros
Playas/baño	Montañismo	Observación de flora y fauna	Agroturismo
Navegación/esquí	Senderismo	Observación de aves	Turismo en comunidades indígenas
Cruceros	Descenso en aguas rápidas	Observación de ballenas	Volunturismo
Complejos habitacionales	Kayakismo	Observación de tortugas	
Pesca deportiva	Surfing	Safaris fotográficos	
Observación de paisajes	Ciclismo de montaña	Esnórkel (por ejemplo, arrecifes de coral)	
Picnics	Buceo		
Caminatas	Snowboarding/Esquí		
Montar a caballo	Canopy		
Montar en bicicleta			

Incluso en los destinos donde la cultura es un gran atractivo, como Machu Picchu en Perú, los visitantes también buscan y aprecian la naturaleza y la biodiversidad.

El capital natural, incluidos los altos niveles de biodiversidad, constituye una ventaja comparativa que la región ha explotado de manera exitosa. Sin embargo, en muchos casos se subestima la contribución de la biodiversidad y de los SE al desarrollo. Por ejemplo, cuando se fijan los precios de estas experiencias turísticas. Los estudios de Rodriguez et al (2008) en Ecuador y Leon et al. (2009) en Perú, cuantifican la contribución económica del turismo de naturaleza al desarrollo. Este trabajo también muestra que el turismo de las áreas naturales protegidas obtiene un 95% de todos los ingresos autogenerados por los sistemas de parques de estos países, cuyos visitantes estarían dispuestos a pagar bastante más por el precio de entrada. En consecuencia, en ambos países se perdieron cuantiosos fondos que podrían haber sido generados por la biodiversidad, de haberse determinado un precio óptimo.

Servicios ecosistémicos: Agua dulce

Aunque la biodiversidad es una atracción clave para muchos destinos turísticos en ALC, otros SE como el suministro de agua dulce, son básicos para su propia existencia. Ningún destino turístico con fines

Cuadro 9.5. Ejemplos de países con zonas de gran biodiversidad que muestran un crecimiento del turismo superior al 100%

Zona/País de gran biodiversidad	Llegadas internacionales (en miles) 1990	Crecimiento 1990-2000 (en miles)	% de crecimiento 1990 a 2000
Caribe			
Cuba	327	1.700	1.373
Islas Turcas y Caicos	49	156	107
República Dominicana	1.305	2.977	1.672
Cerrado brasileño/bosque atlántico			
Brasil	1.091	5.313	4.222
Mesoamérica			
Nicaragua	106	486	380
El Salvador	194	795	601
Costa Rica	435	1.106	671
Panamá	214	479	265
Los Andes tropicales			
Perú	317	1.027	710
			224

Fuente: Christ et al. (2003)

recreativos o de naturaleza funciona sin un suministro sistemático de agua, incluso en áreas áridas, donde conseguir agua dulce resulta un desafío para las poblaciones locales. En los desiertos costeros de Baja California, Yucatan, Perú, el norte de Chile, las Islas Galápagos, y gran parte del Caribe, el consumo de agua dulce que genera la industria del turismo, produce una presión considerable sobre los ecosistemas naturales. El consumo de agua per cápita de los turistas generalmente es más de diez veces superior al de los residentes locales. Los ecosistemas en estas áreas se verán alterados de manera importante por el consumo y las aguas residuales de los hoteles y centros turísticos.

Servicios ecosistémicos: Protección costera

Otro servicio de ecosistema en peligro es el de la protección costera que brindan los arrecifes de coral y los bosques de manglares. Estos servicios son esenciales para el bienestar del desarrollo del turismo costero, aunque el turismo en sí ha sido la amenaza principal para el mantenimiento de estos servicios. Actualmente las compañías de seguros cobran primas más altas a los centros turísticos costeros, en donde estos servicios se han desgastado, debido al mayor riesgo que enfrentan por los huracanes (GIECC 1995). Las comunidades costeras se encuentran más expuestas.

Servicios ecosistémicos: Suministro de mariscos y pescados

Otro servicio de ecosistema importante para el turismo en áreas costeras es el suministro de mariscos y pescados. Los arrecifes de coral y los manglares saludables son el hábitat principal de muchas especies alimentarias de importancia comercial, entre ellas las langostas, los cangrejos, los mariscos y los peces. La destrucción del hábitat y la sobrepesca, ambas generalmente relacionadas con el turismo, llevarán al agotamiento de las reservas. Actualmente, algunos destinos deben importar pescados y mariscos desde otros países para mantener la imagen establecida de un paraíso de la costa. Por ejemplo, los estudios muestran que la disponibilidad de pescados y mariscos disminuyó notoriamente en un área de Costa Rica (Alpizar y Villalta 2008) y en Roatán, Honduras.

La figura 9.2 ilustra las relaciones entre los SE y la biodiversidad (B), al lado izquierdo y los destinos turísticos y las actividades en la segunda columna, diferenciando entre los destinos y actividades recreativas y las actividades enfocadas en la naturaleza. Los tipos de generación de ingresos y los impactos o externalidades pasivas y negativas, se encuentran a la derecha, conectados a su vez con los SE mediante circuitos de retroalimentación.

Figura 9.2. Relaciones entre biodiversidad y servicios ecosistémicos, turismo y externalidades



Fuente: Andrew Drumm.

PARTE 2—Análisis económico



9.4 DEFINICIÓN DE BAU Y SEM

Actualmente, las **prácticas habituales no sostenibles** (BAU) son más frecuentemente utilizadas en el desarrollo de la mayor parte de actividades del sector turismo, ya sea turismo situado internacional o local, cultural o de naturaleza. En general, las prácticas BAU están orientadas a maximizar las ganancias a corto plazo con poca preocupación por los costos externalizados, el impacto ocasionado a terceros, o la sostenibilidad a largo plazo del recurso base, SE, y las cadenas de producción económica.

En el caso de los modelos de turismo masivo en el Caribe, representados por los grandes hoteles y centros turísticos, cruceros, navegación recreativa y complejos vacacionales, BAU se encuentra asociado a

aspectos realmente insostenibles. Generalmente tratados como costos externalizados, estos aspectos amenazan el éxito del modelo BAU: el consumo en exceso de agua dulce, el tratamiento inapropiado de las aguas residuales y los desechos sólidos, los impactos negativos graves sobre los ecosistemas costeros provenientes del desarrollo excesivo y el exceso de población, y las importaciones masivas, con las consiguientes consecuencias negativas para las economías anfitrionas (por ejemplo, consultar el caso de Cancún, recuadro 9.1). En el caso del turismo de naturaleza, que es más común en ALC, estas características insostenibles de BAU también se presentan, pero la vulnerabilidad se manifiesta de manera distinta. Por ejemplo, un control deficiente de las visitas que lleva a la degradación de las áreas naturales; y en áreas naturales vírgenes expuestas, sin capacidad de gestión suficiente para garantizar sostenibilidad.

De acuerdo con un modelo comercial bajo el cual se requieren grandes volúmenes de visitantes con márgenes de ganancia bajos, el

Recuadro 9.1. Cancún, México: Un ejemplo del desarrollo del turismo recreativo bajo un enfoque BAU

Antes de desarrollarse como centro turístico durante la década de 1970, solo vivían 12 familias en la isla de barrera de Cancún. Toda el área, que ahora comprende el estado de Quintana Roo, estaba compuesta por bosques tropicales prácticamente intactos y playas vírgenes, habitada por una población indígena maya de aproximadamente 45.000 personas (Sweeting, Bruner y Rosenfeld 1999).

Este desarrollo del turismo, planeado por el gobierno mexicano, actualmente tiene más de 40.000 habitaciones de hotel. Cancún es un ejemplo principal del turismo recreativo masivo de sol y playa. Hasta 2009, las intervenciones enfocadas en el desarrollo de este centro turístico tuvieron como resultado la pérdida de 20.000 hectáreas de manglares (CIDAC, 2009), un consumo promedio de 580 litros de agua por turista al día, el doble del consumo diario per cápita de los residentes locales, un consumo de energía diario de 36 kWh por turista (Conservation International 2004) (Comisión para la Cooperación Ambiental 2008), aproximadamente seis veces el nivel de mejores prácticas en la industria hotelera. Diariamente, se generan unas 750 toneladas de desechos sólidos, por los que se construirá un tercer vertedero público en el área.

El desarrollo del turismo ha creado una población permanente de 300.000 personas. En el plan de desarrollo de Cancún, los impactos medioambientales y sociales pasaron a segundo plano. Por ejemplo, no se tomaron precauciones para albergar a los inmigrantes de bajos ingresos que ahora viven y trabajan en el área. Como consecuencia, se desarrolló un barrio marginal, en el cual un 75% de las aguas residuales no se trata (Sweeting, Bruner y Rosenfeld 1999). Además de los manglares, también se talaron los bosques tierra adentro, los pantanos y lagunas se llenaron y las dunas se eliminaron. Muchas especies marinas, de aves y otros animales desaparecieron.

Los costos de todos estos impactos negativos han afectado de manera abrumadora, al público mexicano, debido a una externalización de los costos reales del turismo para aumentar los beneficios privados. Es altamente cuestionable si este modelo BAU funcionaría como un negocio sin, lo que es de hecho, un subsidio del medio ambiente circundante y de la población.

En 2009, los ingresos del turismo estaban a un nivel radicalmente bajo, debido a varios factores, los hoteles redujeron los precios drásticamente para intentar competir. El modelo BAU de Cancún puede estar alcanzando sus límites y entrando en la fase de estancamiento de su ciclo de vida.

turismo BAU está dominado por un número relativamente pequeño de empresas transnacionales de alto perfil. Esta situación tiende a promover la lealtad a las marcas en lugar de la lealtad a los destinos. Los turistas pueden viajar con la misma empresa a distintos lugares cada año; la empresa puede cambiar los esfuerzos de inversión y promoción de un destino u otro con relativa facilidad, de acuerdo con el lugar en que los márgenes de ganancias se puedan maximizar en un determinado momento. Esto genera una gran presión en cada país destino para bajar los aranceles y otros costos a fin de mantener la competitividad. Bajo este modelo, los costos de protección del medio ambiente generalmente son los primeros que los gobiernos reducen. Por ejemplo, Panamá acaba de aprobar una ley que permitirá al Presidente no exigir el requisito de una evaluación de impacto ambiental a proyectos inmobiliarios (EcoAmericas 2010). Esta ley permitirá el desarrollo sin obstáculos de actividades que son perjudiciales para el medio ambiente, tales como los complejos inmobiliarios de segunda residencia que ponen presión a los servicios ambientales.

Los modelos BAU han tenido un gran éxito, en sus propios términos, promoviendo crecimiento y ganancias extraordinarias. Sin embargo, también han producido muchas externalidades ambientales y sociales negativas, que tienden a socavar su viabilidad a largo plazo, en lugares o países particulares. Esta condición está asociada a la presencia de marcos reguladores débiles, que facilitan la maximización de la rentabilidad del sector privado a corto plazo, con cargo a los fondos públicos, en perjuicio de los beneficios públicos y privados de largo plazo. El objetivo a corto plazo se ve perjudicado por la inversión insuficiente en la capacidad de gestión de control e impacto.

Por otra parte, la **gestión sostenible de los ecosistemas** (SEM) mitiga las externalidades negativas y mejora los prospectos económicos de largo plazo en el sector turismo. El enfoque SEM ha evolucionado en respuesta a los diversos problemas que han surgido del enfoque BAU. BAU y SEM representan extremos opuestos de un continuo que se desplaza de las perspectivas de corto plazo a las de largo plazo. En un momento determinado en un país, el desarrollo del turismo probablemente será dominado por BAU, pero mostrará elementos de SEM en menor o mayor grado. Algunos países, naturalmente, han avanzado más que otros en el reconocimiento de la naturaleza de corto plazo de los beneficios BAU y la naturaleza de largo plazo de los costos asociados. Algunos han demorado menos en comprender el grado en el cual los SE y la biodiversidad apoyan la competitividad en el sector turismo y en alentar un desarrollo sólido del turismo basado en SEM.

La estructura de la industria del turismo: Control internacional e iniciativas locales

La industria está compuesta principalmente por numerosas empresas pequeñas y medianas. Sin embargo, gran parte del control está en manos de un grupo de empresas multinacionales. Por ejemplo, en Europa, apenas cinco empresas controlan 60% de los viajes al

exterior (WTTC 2002). Muy pocas de estas grandes empresas realizan inversiones a largo plazo en destinos específicos, incluso muchas de las grandes cadenas de hoteles son franquicias. Por lo tanto, su influencia en el turismo en un lugar en particular, puede ser mucho mayor que su compromiso a largo plazo con este destino. Si las condiciones ambientales empeoran, estos actores tienen la opción de trasladarse a otro lugar. Pocas empresas de turismo han integrado consideraciones sobre biodiversidad o mantenimiento de ecosistemas en sus prácticas de gestión diarias. La mayoría no es consciente y no se le puede hacer responsable de los impactos posibles (y reales), de sus actividades (Christ *et al.* 2004). Estos patrones reflejan las prácticas BAU a escala mundial convencionales, con la externalización de costos e impactos, a fin de centrarse en las ganancias de corto plazo.

Sin embargo, algunas grandes empresas de viajes reconocen la importancia de gestionar sus operaciones para minimizar los impactos negativos y para encontrar maneras de ayudar a promover la conservación y el desarrollo sostenible⁴⁶. Estas empresas saben que al ayudar a mantener la integridad cultural y biológica de los lugares que visitan sus turistas, pueden mejorar la calidad del producto que ofrecen y mejorar la reputación de sus empresas, lo que a su vez aumentará las eventuales ganancias de largo plazo.

Un avance importante en los últimos años es el establecimiento de iniciativas medioambientales voluntarias por parte de las cadenas de hoteles, operadores turísticos y operadores por tierra, incluidos los sistemas de certificación ecológica (véase la sección 9.7), premios de conservación y etiquetas ecológicas. Muchas de estas iniciativas reciben el apoyo de las ONG y de los gobiernos; pero todas las acciones voluntarias que establecen estándares, dependen del compromiso del sector privado y de la conciencia del consumidor. Las ONG como la Sociedad Internacional de Ecoturismo, “Tourism Concern”, Centro para el Turismo Responsable, y otras, se enfocan en la concientización del consumidor. Los portales en línea como Planeta.com, Eclub, y otros han creado conciencia sobre la relación entre la conservación y el turismo.

Las empresas de turismo, en particular aquellas enfocadas en la naturaleza, pueden ser una herramienta importante para generar empleo e ingresos en las áreas subdesarrolladas que son a su vez ricas en biodiversidad, y en las cuales existen pocas opciones no extractivas. Esto se puede lograr con inversiones comparativamente pequeñas (Wunder 2000). Además, muchas más personas participan en el turismo a través de micro, pequeñas y medianas empresas, como la venta de artesanías, alimentos o bebidas; a través de la prestación de servicios culturales tales como exposiciones, bailes o visitas a pueblos tradicionales; o mediante el suministro de insumos de alimentos producidos localmente para los servicios de alojamiento, o de servicios de transporte para grupos de visita (Roe *et al.* 2002). Las personas

pobres también reciben otros beneficios provenientes del sector turismo, entre ellos, una mejora en la infraestructura y servicios como mejores establecimientos de salud, sistemas de aguas, seguridad local y comunicaciones, aumento del ingreso comunitario, y desarrollo de capacidades de organización para promover el cambio a nivel local (Roe *et al.* 2002).

En años recientes, las empresas de turismo comunitario han surgido en las áreas naturales, incluidos los parques. Ecuador, en particular, actúa como un laboratorio de turismo comunitario indígena (Wesche y Drumm 1999). En Costa Rica, los estudios muestran que las comunidades cercanas a las áreas protegidas tienen ingresos mayores a los de las comunidades lejanas a estas áreas (Robalino y Villalobos-Flatt 2010). De igual forma, en Ecuador, se han comprobado beneficios similares para las comunidades que viven en los alrededores de las áreas protegidas (Rodriguez 2008).

Comparación de BAU y SEM: Ciclos de vida de la industria del turismo

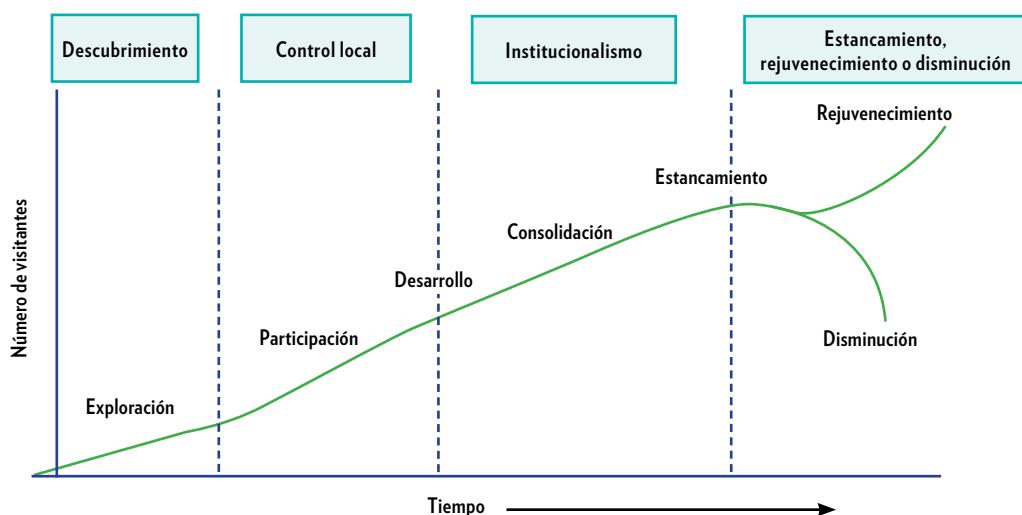
Las políticas inapropiadas de BAU pueden disminuir los ciclos de vida de los destinos turísticos: Su evolución desde el descubrimiento hasta su desarrollo completo, y posteriormente, su desgaste eventual a causa de la sobreexplotación y deterioro de los atractivos clave (figura 9.3). En muchos países, desarrollados y en desarrollo por igual, los lugares turísticos han experimentado un desarrollo excesivo, hasta el punto en que la degradación ambiental y la correspondiente pérdida de ingresos por el colapso del flujo de visitantes son irreversibles. Este turismo ‘no renovable’ ha sido documentado por empresas en lugares que van desde pequeños pueblos pesqueros en el estado de Kerala de la India (que sufrieron un colapso turístico después de dos décadas de rápido crecimiento, debido a la eliminación inadecuada de desechos sólidos), hasta la costa Adriática de Italia y la Selva Negra de Alemania dentro del mundo industrializado (Neto 2003).

En términos generales, la curva del modelo de ciclo de vida de las áreas turísticas de Butler se puede adaptar al contexto actual al proyectar BAU para el turismo masivo siguiendo la curva de disminución y SEM siguiendo la curva de rejuvenecimiento (figura 9.3). El rejuvenecimiento se obtiene mediante un subconjunto de empresas BAU que sean capaces de cambiar el curso hacia SEM. Otras empresas comenzarán con el enfoque SEM, según lo sugerido en la figura 9.4.

El diagrama del ciclo de vida se basa en el concepto del ciclo del producto, según el cual las ventas de un producto se desarrollan de manera lenta al principio, luego crecen rápidamente, se estabilizan y finalmente decaen. En el contexto del turismo, los visitantes llegan a un área o atractivo en número reducido al comienzo, debido a la falta de acceso, publicidad e instalaciones, pero a medida que estas mejoran, el número de visitantes crece. Con publicidad, más instalaciones y mayor conocimiento, la popularidad aumenta rápidamente. Finalmente,

⁴⁶ Por ejemplo, la iniciativa de los Operadores de Tours (TOI, por sus siglas en inglés) es una red de 25 operadores que se han comprometido a incorporar principios de sostenibilidad en sus operaciones comerciales y a colaborar para promover y difundir prácticas compatibles con el desarrollo sostenible. TOI fue desarrollado por el PNUMA, la UNESCO y la OMC, y está coordinada por una secretaría patrocinada por el PNUMA.

Figura 9.3. Modelo de ciclo de vida de las áreas turísticas de Butler



Fuente: Butler (2006).

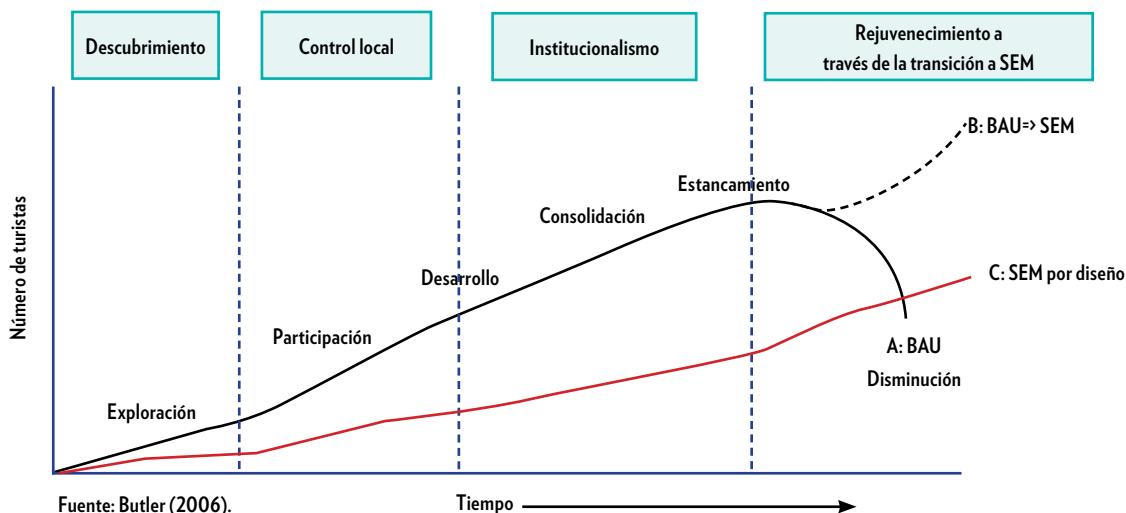
las capacidades se saturan y el número de visitantes disminuye. Los límites pueden ser medioambientales (por ejemplo, degradación de recursos, escasez de tierra, calidad del agua), físicos (por ejemplo, transporte, alojamiento u otros servicios), o bien sociales (por ejemplo, congestión, resentimiento de las personas locales).

El rejuvenecimiento de los antiguos destinos turísticos BAU puede ocurrir de dos maneras: (a) invirtiendo en nuevos atractivos para ese destino (por ejemplo, los casinos en Atlantic City, originalmente un sitio costero), o (b) aprovechando los recursos no explotados anteriormente para diversificar el mercado o extender la temporada (por ejemplo, destinos veraniegos que incorporan actividades deportivas

invernales o la apertura de las plantaciones de café para recorridos diurnos y nocturnos en Colombia). Se pueden combinar los esfuerzos del sector privado y del gobierno para procurar al rejuvenecimiento, de este modo, desarrollar nuevos atractivos que vuelvan a establecer la ventaja competitiva, al menos durante un tiempo.

Cuando se inician con enfoques SEM, las operaciones turísticas producen menos degradación ambiental y se gestionan características atractivas, de un modo similar a un árbol Bonsái, para evitar la explotación excesiva y mantener el desarrollo de dichas operaciones en la etapa de consolidación, evitando o retrasando el estancamiento y la disminución. En ALC, el único atractivo más importante que poseen la mayoría de los países es

Figura 9.4. Comparación de BAU y SEM según el modelo de ciclo de vida de las áreas turísticas de Butler



Fuente: Butler (2006).

Recuadro 9.2. La economía y los impactos del turismo recreativo BAU en República Dominicana

La participación de República Dominicana en el mercado regional ha aumentado significativamente. En 1990, esta participación representaba un 11% del mercado regional. En 2008, el alojamiento en hoteles alcanzó su nivel máximo sobre pasando las 66.000 habitaciones (WTO 2008), el mayor de los destinos del Caribe (casi cinco veces la capacidad de Puerto Rico, el doble de Jamaica y un 35% más que Cuba).

El turismo en República Dominicana, como en la mayoría de los países del Caribe, se centra en el turismo de sol y playa, aprovechando el clima y las condiciones naturales. Bávaro-Punta Cana y Puerto Plata-Sosúa son sus centros turísticos más importantes, los cuales poseen sus propios aeropuertos internacionales. En 2000, un 78% de las habitaciones de hotel del país (PNUD 2005) se concentraban en esas dos áreas, la mayoría en hoteles con más de 400 habitaciones. En 2008, estos dos centros recibieron, en conjunto, más de un 60% de las llegadas internacionales¹.

Los grandes centros vacacionales costeros y los hoteles con todo incluido han sido fruto de la política pública y la inversión extranjera privada directa. Este modelo de enclave, que busca explotar los mercados masivos de sol y playa junto con economías de escala, ha producido resultados importantes para República Dominicana, desde el punto de vista macroeconómico. La contribución del turismo al PIB² (PNUD 2005) aumento de un 1,3% en 1980 a UN 8% en 2003. Los datos acerca del empleo también son relevantes: la generación de empleos directos e indirectos pasó de un 1,4% de la población económicamente activa del país en 1980 a un 5,0% de PEA en 2003.

Sin embargo, varios indicadores demuestran que este nivel no es sostenible. Es poco probable que los beneficios logrados a la fecha continúen a mediano y largo plazo. Desde un punto de vista medioambiental, las costas, las playas y los arrecifes, los principales atractivos de la industria, se están degradando debido a los efectos directos e indirectos del turismo. Cerca de un 30% de la contaminación costera se atribuye a la industria hotelera (PNUD 2005), debido al alto volumen de aguas residuales que se generan y que se descargan en las cuencas y costas. Los arrecifes de coral se degradan producto de la contaminación de las aguas subterráneas por el uso de fertilizantes y pesticidas para el mantenimiento de campos de golf (López Gómez 2007) y la sedimentación causada por la creación de playas artificiales. El agua dulce y la electricidad se usan de manera poco eficiente: los hoteles en República Dominicana utilizan 412 galones por huésped, por noche, 2,8 veces el nivel de mejores prácticas que fija Green Globe 21 y casi el doble del promedio de los hoteles del Caribe. El mantenimiento de campos de golf consume aproximadamente 8 millones de m³ al año, el doble de la cantidad utilizada por el sector industrial durante el mismo período. Este uso intensivo del agua está agotando drásticamente las reservas de agua, y compite directamente con el uso a nivel local. En términos de energía, el consumo por huésped, por noche es de 33,53 kW, 5,5 veces superior a los niveles de mejores prácticas.

Como resultado del drenaje de humedales, la destrucción de manglares y la negligencia hacia las consideraciones medioambientales cuando se extienden playas y se construyen complejos hoteleros de playa, ha aumentado la vulnerabilidad de estas inversiones ante fenómenos climáticos extremos.

Los pasos que se toman para reducir los impactos negativos de este modelo BAU son limitados, y publicaciones recientes de Oxfam (2007) y PNUD (2006) resaltan que el nivel de control y cumplimiento de las normas medioambientales en la construcción y operación de hoteles y otras infraestructuras de apoyo al turismo han sido bajos y que no hay señales de cambios importantes en las políticas. Tampoco el sector privado parece estar tomando medidas para que las actividades de turismo sean más sostenibles: En 2007, solo dos de 300 hoteles en Punta Cana-Bávaro obtuvieron realmente el permiso medioambiental que exige la ley (López Gómez 2007). Menos de 10 hoteles son miembros de programas de certificación de sostenibilidad para sus operaciones³.

En términos económicos, algunos indicadores proporcionan evidencia de la baja sostenibilidad del modelo, y la rentabilidad está disminuyendo. Aunque la demanda internacional se disparó, el gasto de turistas en términos reales (PNUD 2005) descendió en casi la mitad entre 1985 y 2003. Esta tendencia se mantiene, de acuerdo con el Informe sobre Desarrollo Humano de PNUD (2008): “el rendimiento producto del turismo, medido en cuanto a la entrada de divisas extranjeras por turista y por habitación en términos reales, ha disminuido, mientras el ingreso total se incrementa como resultado del aumento del número de turistas que se reciben. Esto se ha traducido en costos medioambientales más altos y externalidades negativas para el país”. Una parte importante de las ganancias extranjeras del turismo internacional sale del país. Algunos estudios señalan que entre un 50% y un 80% del gasto de los hoteles todo incluido sale de las economías de destino (López Gómez 2007). Una parte importante de los hoteles de República Dominicana son propiedad de cadenas internacionales, el marketing y el transporte aéreo también son operados por empresas extranjeras.

Desde una perspectiva social, también hay datos que permiten cuestionar la sostenibilidad del modelo: aunque se generan empleos de una manera significativa, la calidad de los empleos que se crean es baja. El salario promedio en la industria es 16% menor al promedio nacional, más de 70% de los empleos exigen pocos requisitos y es aún peor en el caso de las mujeres, quienes ganan 32% menos que los hombres y más de un 80% de las cuales poseen empleos que exigen pocos requisitos (Oxfam 2007). En cuanto a la integración de la comunidad de acogida en el turismo, existe una división extrema, tal como lo demuestra la exclusión de las personas locales del proceso de toma de decisiones y del acceso a las playas, que en teoría se consideran propiedad pública, pero que en la práctica son privadas.

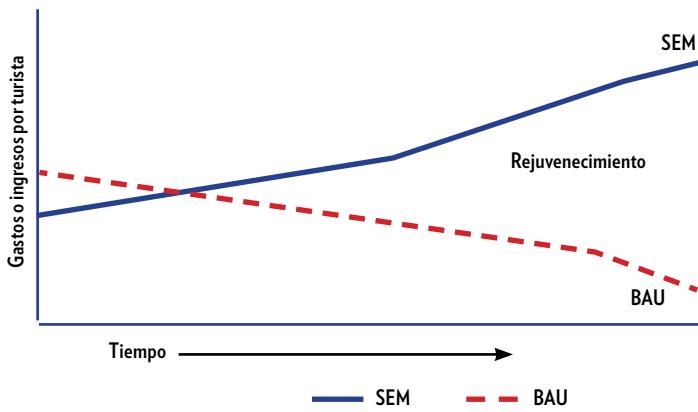
En 2009 y 2010, el gobierno de República Dominicana, a través del Ministerio de Turismo y el Ministerio de Medio Ambiente, llevó a cabo las primeras capacitaciones acerca del turismo sostenible para el personal y los representantes de la industria.

1 Cálculo que se basa en datos de 2008 del Banco Central de República Dominicana, y que considera la llegada aérea de visitantes no residentes.

2 Ingreso real de 1980 basado en dólares.

3 Cálculo basado en datos de eco index.

Figura 9.5. Comparación del gasto por turista entre BAU y SEM



la biodiversidad y sus atractivos naturales. No hay dos países idénticos, por lo tanto, en la medida en que un país mantenga su biodiversidad con buena salud, mientras se aplica un desarrollo adecuado de SEM y las pautas de gestión, este país podrá prolongar su atractivo en el mercado. En efecto, a medida que la biodiversidad continúa reduciéndose en el transcurso del tiempo, la biodiversidad sobreviviente es apta para que se valore cada vez más en el mercado turístico en un momento en el cual las personas luchan para ver qué queda de naturaleza. En este escenario, los países que hayan mantenido los atractivos naturales de sus SE tendrán la ventaja. Los precios de estas oportunidades pueden mantenerse o elevarse a través del tiempo, lo que el turismo BAU solo podría lograr con un rejuvenecimiento constante.

En la figura 9.4, basada en el modelo de ciclo de vida de las áreas turísticas de Butler, vemos cómo puede evolucionar la cantidad de visitantes para BAU y para SEM. El turismo de BAU se caracteriza por operaciones a mayor escala y volumen que las nuevas operaciones y destinos desarrollados desde el inicio bajo SEM, lo que aquí llamamos SEM por diseño. Se predice que la demanda por el turismo *SEM por diseño* continuará aumentando en el futuro previsible y, finalmente, superará los destinos turísticos BAU, los cuales se espera que disminuyan en términos de cantidad de visitantes.

En el caso de los destinos turísticos BAU existentes, se puede alcanzar el rejuvenecimiento, como lo vienen mostrando algunas cadenas hoteleras que buscan la transición a SEM a través de reducciones en el uso de recursos y la gestión medioambiental mejorada. Este *SEM para rejuvenecimiento* es una fuente secundaria de operaciones SEM.

Si no se realiza una transición a SEM, entonces el volumen o los ingresos disminuirán en última instancia (Curva A). En ALC se conocen bien los ejemplos de este escenario en descenso (véase el estudio de caso de República Dominicana en el recuadro 9.2), entre ellos Acapulco y destinos similares. La transición de BAU a SEM tiene como resultado el rejuvenecimiento (Curva B). El escenario de la Curva B es menos común pero surge y se consolida, a medida que los destinos y otras cadenas hoteleras adoptan elementos de SEM como la conservación de agua y energía, así como la integración mejorada del turismo de naturaleza.

Un tercer escenario (Curva C) muestra el turismo SEM por diseño. Entre los ejemplos de este tipo de turismo se encuentra la nueva generación de negocios de turismo y destinos que se lanzaron desde un principio como sostenibles. Entre los ejemplos se encuentran empresas privadas tales como Tropic Journeys in Nature (Ecuador) y Rainforest Expeditions (Perú), así como numerosas empresas comunitarias en el Amazonas, la Cordillera de los Andes, y el turismo en cruceros pequeños en la Antártica. Estas empresas atraen intencionalmente volúmenes inferiores de visitantes, pero apuntan a obtener un mejor rendimiento por capita. A continuación, la figura 9.5 muestra las tendencias conceptuales que se proyectan en cuanto a gastos por visitante en el transcurso del tiempo para los modelos de turismo BAU y SEM.

El eje vertical es *Gastos o ingresos por turista*. Una característica muy importante de SEM es que los visitantes demuestran sistemáticamente la voluntad de pagar más por las experiencias con SEM que por las de BAU, aunque los volúmenes de turistas por lo general serán inferiores bajo SEM. Probablemente, el precio diferencial con BAU se mantendrá en el futuro, a medida que los atractivos naturales se vuelvan más apreciados, con una demanda creciente de experiencias naturales que conducen a una organización, control y gestión más eficaces por parte de los gobiernos y las empresas. Estos actores interesados reconocerán cada vez más que la ventaja comparativa en el área comercial del turismo yace en el bienestar de sus atractivos naturales y su escasez relativa.

El cuadro 9.6 resume los conceptos de esta sección y caracteriza las cuatro categorías de turismo que se mencionan en este capítulo.

Cuadro 9.6. Caracterización del turismo recreativo y del turismo de naturaleza, según BAU y SEM

Tipo de turismo basado en la naturaleza	BAU	SEM
Recreativo	Mayor participación en el mercado Gran volumen Alta densidad Gran filtración de ingresos Ingresos inferiores por turista Multiplicador de bajos ingresos Externalidades negativas considerables	Nivel de penetración bajo pero en aumento Menor volumen Menor densidad Mayor uso de insumos locales Multiplicador de mayores ingresos Ingresos superiores por turista Se mantienen los SE
De naturaleza	Congestión frecuente Uso excesivo del atractivo Participación pasiva de la comunidad Impactos negativos en áreas naturales Se degradan los SE	Los impactos se controlan y gestionan Acceso limitado Participación activa de la comunidad Multiplicador de mayores ingresos Gastos superiores por turista Se mantienen los SE

Es útil mantener la distinción entre el turismo recreativo y el turismo de naturaleza para el análisis comparativo de sus costos y beneficios en las siguientes secciones.

9.5 COSTOS ECONÓMICOS DE BAU

Turismo recreativo

Históricamente, el éxito financiero del turismo proviene del turismo masivo según prácticas BAU recreativas, con el crecimiento y los impactos descritos anteriormente. Pero los tiempos cambian, debido al impulso de los efectos acumulados de aquel modelo. El inconveniente cada vez más obvio que acompaña a BAU ha llevado a los organismos públicos y a los inversionistas privados a dudar de este modelo de turismo. Estos efectos se pueden apreciar más fácilmente en el Caribe, que hasta hace poco fue el destino principal en ALC, en términos de cantidad de visitantes. Los grandes volúmenes de turistas concentrados en un área geográfica pequeña y en economías nacionales de menor tamaño ha llevado a que se generen impactos más profundos que en América del Sur, donde los volúmenes similares de visitantes están dispersos en áreas mucho mayores y se centran en ciudades más grandes como Río de Janeiro, Cuzco y Cartagena. La mayor visibilidad del impacto en las playas, arrecifes, y áreas costeras del Caribe, y el surgimiento temprano de una perspectiva crítica transforma a esta región en el centro de la discusión de los impactos del turismo BAU.

POLÍTICA GUBERNAMENTAL: INVERSIONES PÚBLICAS E INCENTIVOS

Desde la década de 1960, los gobiernos que reciben apoyo del Banco Mundial y los programas internacionales de ayuda buscan incentivar la inversión extranjera y las ganancias generadas por las exportaciones mediante la entrega de incentivos para el sector de turismo de BAU. Los ministerios de turismo, comúnmente, se centran en el incentivo de estos enfoques convencionales. Recientemente se ha puesto en duda la sabiduría económica de este modelo debido a la carencia de penetración de los beneficios en la economía y a las externalidades negativas considerables. A pesar de las dudas, el modelo tiende a persistir a través de una mezcla de inercia y mantenimiento de derechos adquiridos. Un problema de políticas especialmente cuestionable en el Caribe y América Central es el incentivo otorgado a líneas de cruceros para detenerse en destinos a través de desgravaciones fiscales y otros incentivos financieros (por ejemplo, concesiones de 30 años en el caso de Roatán, Honduras). La competencia

entre países es intensa y aún así los beneficios económicos para la economía, considerada como un todo a través del turismo en cruceros, son muy limitados, y posiblemente ni siquiera compensan los incentivos financieros que ofrecen los destinos en competencia.

Las inversiones públicas que proporcionan servicios básicos (agua, energía, manejo de desechos) e infraestructura (aeropuertos, autopistas) también son incentivos poderosos para que las corporaciones privadas inviertan en un destino determinado. Los costos de estas inversiones se pueden recuperar a través de una variedad de impuestos y tarifas, pero si todos estos instrumentos se utilizan con demasiada frecuencia, se transforman en subsidios para la industria del turismo. Como tales, tienden a incitar la sobrecapitalización y deformar la respuesta frente a las presiones del mercado; en ese sentido, pueden ser subsidios perversos.

Honduras posee incentivos fiscales para la inversión en turismo, tanto en turismo convencional como en proyectos que apoyan la conservación de la naturaleza. Es decir, con apoyo tanto a BAU como a SEM (Cafferata y Sierra de Fonseca 2001). Aunque este incentivo “balanceado” es un reconocimiento implícito de un país a la posible importancia de SEM para los negocios, un predominio de los incentivos a favor de BAU es más representativo de los gobiernos de ALC: las políticas tienden a reflejar una falta de comprensión del grado en el cual los ingresos del turismo dependen del mantenimiento de los SE.

Por otro lado, el *turismo de naturaleza* tiende a desarrollarse en respuesta a la demanda que se percibe. El éxito en este campo se ha logrado más a pesar de la política gubernamental que debido a ella (Costa Rica tal vez sea una excepción). Recientemente, las organizaciones de ayuda



bilateral y multilateral, como PNUD, la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID, por sus siglas en inglés) (The Nature Conservancy 2007), GTZ, el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y otras, han invertido en una variedad de proyectos de turismo de naturaleza en la región, con objetivos de protección de la biodiversidad y reducción de la pobreza.

El desarrollo del modelo BAU en muchos países de las islas del Caribe, no solo ha producido una mayor inseguridad medioambiental y social sino también, irónicamente, inseguridad económica. El turismo contribuye a la economía a largo plazo en menor medida de lo esperado. Muchos países del Caribe han contraído deudas considerables para financiar las inversiones de grandes capitales en infraestructura que se necesitan según BAU, como grandes aeropuertos internacionales, caminos, plantas de aguas residuales, vertederos públicos, electricidad y teléfonos. El pago de dichos préstamos y el costo de mantener costosos servicios nuevos ha llevado a algunos países al borde de la bancarrota. Algunos países han necesitado ayuda financiera del Fondo Monetario Internacional (Gmelch 2003).

A medida que aumenta el potencial económico del turismo de naturaleza, existe la preocupación de que este aumento pueda ser efímero si no se gestiona cuidadosamente. La competitividad a largo plazo del turismo de naturaleza está fuertemente vinculada a la salud de los ecosistemas en los cuales se basa la actividad. Cuando se busca el turismo a través de operaciones no sostenibles que producen la degradación de los sistemas naturales o sociales circundantes, esta búsqueda compromete los ingresos económicos a largo plazo. Un ejemplo en el contexto del turismo recreativo de BAU es Acapulco, que hace unas pocas décadas atraía turistas internacionales que gastaban mucho. Como resultado del suministro excesivo de habitaciones de hotel, aumentó la contaminación de la playa y la bahía, y los niveles de prostitución y violencia relacionada con las drogas (todos los cuales se incrementaron tras el modelo BAU), el perfil de los visitantes cambió dramáticamente y el gasto por visitante es mucho menor en la actualidad. Más al sur, el perfil de Belice como un líder emergente entre los destinos ecoturísticos y turísticos enfocados en la naturaleza, se ha debilitado gravemente debido a su incursión reciente en el turismo de cruceros. En el lapso de cinco años, Belice pasó de no poseer pasajeros de cruceros a recibir más de un millón de pasajeros anuales, a los que siguieron graves impactos en áreas naturales antes bien conservadas.

A medida que aumenta el potencial económico del turismo de naturaleza, existe la preocupación de que este aumento pueda ser efímero si no se gestiona cuidadosamente. La competitividad a largo plazo del turismo de naturaleza está fuertemente vinculada a la salud de los ecosistemas en los cuales se basa la actividad. Cuando se busca el turismo a través de operaciones no sostenibles que producen la degradación de los sistemas naturales o sociales circundantes, esta búsqueda compromete los ingresos económicos a largo plazo. Un ejemplo en el contexto del turismo recreativo de BAU es Acapulco,

que hace unas pocas décadas atraía turistas internacionales que gastaban mucho. Como resultado del suministro excesivo de habitaciones de hotel, aumentó la contaminación de la playa y la bahía, y los niveles de prostitución y violencia relacionada con las drogas (todos los cuales se incrementaron tras el modelo BAU), el perfil de los visitantes cambió dramáticamente y el gasto por visitante es mucho menor en la actualidad. Más al sur, el perfil de Belice como un líder emergente entre los destinos ecoturísticos y turísticos enfocados en la naturaleza, se ha debilitado gravemente debido a su incursión reciente en el turismo de cruceros. En el lapso de cinco años, Belice pasó de no poseer pasajeros de cruceros a recibir más de un millón de pasajeros anuales, a los que siguieron graves impactos en áreas naturales antes bien conservadas.

Las operaciones turísticas que no tienen protección que asegure un impacto bajo pueden tener efectos perjudiciales, tales como la destrucción y degradación del hábitat. Los altos niveles de turismo también se asocian con la generación de desechos, contaminación acústica, atmosférica y del agua. El turismo puede producir una distribución inequitativa de los beneficios económicos y aumentar la pobreza a través de la inflación de precios. Además, el turismo BAU puede simplemente producir menos potenciales beneficios económicos a través de operaciones que promueven la filtración de ingresos de una localidad o país. El riesgo básico de mantener BAU es el costo de la pérdida a largo plazo del potencial de las áreas naturales para mantener los SE y de los niveles de ingresos, no solo en el sector del turismo, sino en toda la economía.

Estudios de caso BAU

A continuación, se presenta una serie de estudios de caso para ilustrar diferentes aspectos del modelo recreativo BAU en ALC. Una visión general del Caribe, que está más comprometida con este modelo y lo tipifica, destaca el problema de la pérdida del hábitat y las implicaciones económicas negativas asociadas. Un estudio de República Dominicana profundiza con respecto a algunas de las relaciones específicas entre la economía, el medio ambiente y el bienestar social en un destino que se caracteriza por centros vacacionales costeros de turismo masivo. Las islas Turcas y Caicos enmarcan un estudio del ámbito del turismo recreativo relacionado con las viviendas vacacionales. Por último, hay un estudio del subsector de los cruceros.

MODELO RECREATIVO: EL CASO DEL CARIBE

Hay tres modalidades que dominan el turismo en el Caribe: los grandes hoteles y los centros vacacionales costeros, las segundas viviendas y los cruceros. Estas alternativas del modelo recreativo BAU poseen importantes externalidades negativas. Por ejemplo, los manglares se han eliminado para desarrollar centros vacacionales, lo que conduce a la pérdida de importantes fuentes de mariscos, de pesca comercialmente importante y de los atractivos de los arrecifes de coral. La pérdida de

manglares también ha expuesto la costa del Caribe a la fuerza total de los huracanes con impactos cada vez más costosos en términos de sufrimiento humano y pérdida comercial. En el Caribe, la demanda per cápita de agua potable por parte de los turistas supera de cinco a diez veces el de los consumidores locales. Mientras tanto, disminuye la capacidad de los ecosistemas para proporcionar este servicio, debido a la contaminación de los acuíferos continentales (EM 2005).

Las actividades relacionadas con la construcción, incluidos la alteración de la costa, la explotación y reabastecimiento de las playas, el dragado y el relleno de humedales; impactan el medio ambiente de muchas formas. Las estructuras de la costa, como muelles, espigones y rompeolas alteran los patrones de transporte de sedimento, posiblemente evitando la reconstrucción de las playas y, al mismo tiempo, facilitando la erosión de la playa y la destrucción de pantanos. La explotación de arena de las playas, una práctica común en la región, causa el encenagamiento de los arrecifes de coral y otros sistemas marinos. De manera similar, el dragado no solo altera físicamente los ecosistemas marinos sino también ocasiona que vuelvan a flotar grandes cantidades de sedimento que disminuyen la claridad del agua, afectan la fotosíntesis, e influyen en los corales y otros animales que se alimentan por filtración, al hacerlos gastar energía en liberarse del cieno o, en casos graves, asfixiándolos. Esto produce la reducción de la biodiversidad de los corales, otros invertebrados, peces y algas (PNUMA-CEP 2001).

El aumento de las primas de seguros para los hoteles y centros vacacionales costeros es una consecuencia financiera de la pérdida del hábitat inducida por el turismo BAU. Esto se debe a los circuitos de retroalimentación negativa de la industria del turismo, que se pueden notar en sitios como Cancún, donde los huracanes, libres de la influencia protectora de manglares saludables y la vegetación costera, han llevado a la pérdida casi total de las playas que son el factor principal para atraer el turismo. El impacto medioambiental de esta pérdida de hábitat se extiende a través de la explotación de la arena en otros sitios, en un intento por reemplazar las playas que se perdieron en Cancún. El proceso de "regenerar" la playa es una práctica ampliamente difundida en el Caribe. Financiada por los gobiernos, la ingeniería de playas consiste en la extracción de arena de un sitio para reemplazarla en otro donde la arena se erosionó, ya sea naturalmente o debido a la construcción. De hecho, la regeneración de las playas es un subsidio costoso para BAU, cuyos efectos suelen ser a corto plazo, ya que continúan los procesos que promueven la erosión.

SUBSECTOR DE CENTROS COSTEROS VACACIONALES

El perfil económico del turismo recreativo BAU se analiza considerando el caso de República Dominicana, uno de los principales destinos de turismo recreativo en el Caribe. República Dominicana recibió 4 millones de visitantes internacionales en 2008 (WTO 2009), un 20% del mercado total del Caribe. Se puede decir que República Dominicana es el ejemplo arquetípico de BAU en la región (véase el recuadro 9.2).



SUBSECTOR DE TURISMO RESIDENCIAL

El siguiente estudio de caso se divide en dos partes. La primera parte (recuadro 9.3) resume la situación en las Islas Turcas y Caicos, donde el modelo de desarrollo emergente del turismo recreativo BAU, dominado por la modalidad de casas de vacaciones, amenaza la integridad del ecosistema y los beneficios económicos. La segunda parte (recuadro 9.8) cuantifica los beneficios económicos del modelo de turismo actual. El turismo residencial en conjunto con los centros vacacionales y cruceros, son uno de los principales tipos de turismo en el Caribe y son cada vez más frecuentes en América Central, en lugares como las Islas de las Perlas y Bocas del Toro en Panamá.

SUBSECTOR DE LOS CRUCEROS

Un subsector del modelo de turismo BAU masivo, tradicional y particularmente relevante en ALC es el turismo de los cruceros. Este tipo de turismo tiene un valor de \$20.000 millones anuales en ventas, un 50% de las cuales se genera en los cruceros al Caribe. Otra característica particular de la industria de cruceros es que el 85% del mercado pertenece a solo tres empresas (Royal Caribbean, Carnival y Norwegian). Los países con un sector de crucero considerable son las Islas Vírgenes de EE.UU., México (Cozumel), Islas Caimán, Belice y San Martín.

Hay indicios de que se está comprendiendo la importancia de cambiar de BAU a SEM dentro de la industria. Al menos, una de las tres grandes empresas de cruceros reconoce explícitamente la contribución crucial de los ecosistemas saludables para que sus negocios tengan éxito y concuerda con que la industria de cruceros en el Caribe es recreativa, pero depende de los SE para su prosperidad; es decir, playas y arrecifes en buenas condiciones (Sweeting 2009).

Recuadro 9.3. El valor económico de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos para los sectores productivos en Islas Turcas y Caicos (para la parte 2, véase el recuadro 9.8)

El Acertijo del Desarrollo

Las Islas Turcas y Caicos forman una frágil y baja barrera a lo largo del borde del Océano Atlántico. Hasta hace muy poco, los efectos de la ocupación humana habían sido menores y difíciles de identificar. Durante los últimos siglos, las islas fueron hogar de una población que oscilaba entre los 4.000 y 6.000 habitantes. A fines de la década de los 60, un grupo de inversionistas alquilaron por largo tiempo una gran área de lo que en ese entonces era una isla escasamente poblada (Providenciales). En poco tiempo se crearon una pista de aterrizaje, una calle, un puerto deportivo y un hotel. El área se subdividió y los terrenos se vendieron a inmobiliarias y personas.

En el año 2000, la población residente aumentó a 20.000 y en 2008 la cifra era de 30.000. Esto se debió principalmente a inversionistas extranjeros que hicieron de las islas su hogar principal o secundario y que, además, trajeron al personal, los administradores y servicios necesarios para apoyar el auge de la industria del turismo. En la actualidad, Providenciales está entre los destinos vacacionales más visitados, con una cantidad de visitantes cada vez mayor de 160.000 en 2004 a 300.000 en 2008. Además de esta creciente serie de hoteles y condominios, centros comerciales, bares y restaurantes, en 2007 se construyó una terminal de cruceros en la isla Gran Turca. A pesar de que el concepto original era de hoteles y casas de vacaciones de lujo de bajo impacto en el medio ambiente y de poca altura (un máximo de tres pisos), las construcciones más recientes han sido condominios y hoteles más prominentes de cinco y siete pisos en Bahía de Gracia, Providenciales, al lado del parque nacional marino Princess Alexandra. El potencial de urbanización excesiva que caracteriza al BAU recreativo es demasiado evidente.

No existen métodos simples para determinar el costo de esta urbanización excesiva, pero tres indicadores económicos pueden ser suficientes:

- | | |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none">Reducción en la cantidad de turistas que visitan las islas y en la cantidad de dinero que gastan, dado que la calidad de la experiencia vacacional no cumple las expectativas. | <ul style="list-style-type: none">Los hoteles y restaurantes contribuyeron con \$222 millones al PIB en 2007 (cerca de un 1/3 del PIB); si la cantidad de visitantes disminuye en un 10% sería una pérdida de \$22,2 millones para la economía. Una reducción mayor del 10% en los costos de vacacionar en ITC sería una pérdida mayor de \$20 millones. |
| <ul style="list-style-type: none">Caída de los valores de las propiedades a medida que la demanda disminuye debido al exceso de población, degradación de la calidad medio ambiental e imposibilidad de mantener los estándares medio ambientales. | <ul style="list-style-type: none">Afecta negativamente la confianza de los inversionistas y el valor al que se venden las casas, reduciendo el monto que se transfiere al gobierno en forma de impuesto de timbre. |
| <ul style="list-style-type: none">Disminución de las inversiones extranjeras para el desarrollo de terrenos residenciales y de hoteles ya existentes y nuevos en la medida que la confianza de los inversionistas disminuye. | <ul style="list-style-type: none">Se han construido miles de hogares que pertenecen a inversionistas extranjeros, pero existe al menos la misma cantidad de terrenos residenciales que son propiedad de inversionistas nacionales y extranjeros donde aún no se ha construido. Permanecerán así si hay poca confianza. |

Elaborado por Crick Carleton.

Nota: El autor agradece la ayuda del DDI del Reino Unido y al gobierno de Islas Turcas y Caicos, y en particular la ayuda del personal del Departamento para el Ambiente y los Recursos Costeros, ITC, especialmente a Michelle Fulford-Gardiner y Rob Wild. Las cuatro partes del trabajo realizado por Nautilus Consultants sobre las cuales se basa este estudio de caso fueron realizadas por Crick Carleton, John Hambrey y Keith Lawrence con la colaboración de Marsha Pardee, Kathleen Wood y Lorna Slade.

Sin embargo, el modelo BAU sigue predominando. Actualmente, en Belice, el 77% de los visitantes son pasajeros de cruceros, aun así sus gastos representan solo el 18% de los ingresos del turismo en el país (CESD 2006). La congestión que los pasajeros de cruceros generan en los principales destinos turísticos reduce la calidad de la experiencia del visitante para los turistas que permanecen por más tiempo, quienes gastan cinco veces más que los visitantes de cruceros (CESD 2006). A su vez, hay una fuerte percepción entre los interesados del sector de que la mayor parte del gasto de los pasajeros de crucero permanece

en manos de las empresas de cruceros y de una cantidad limitada de empresas de Belice, lo que, de esta forma, produce un impacto económico limitado en la economía local.

Los costos de BAU descritos en los recuadros de los estudios de caso de estos países tienen un efecto restrictivo en el potencial del país para desarrollar un turismo SEM enfocado en la naturaleza, como era de esperarse. A pesar de que los costos BAU siguen siendo ignorados en forma preocupante, esto reduce el potencial del sector

Recuadro 9.4. Turismo de crucero en Roatán, Honduras: Turismo recreativo BAU

Roatán es uno de los principales destinos turísticos de Honduras, una de las Islas de la Bahía ubicada lejos de la costa del norte. Conocida a nivel internacional, Roatán ofrece la oportunidad de disfrutar del arrecife mesoamericano (el segundo más grande del mundo) practicando buceo o esnórkel¹. El turismo de crucero es una actividad emergente en la isla, impulsada en gran medida por el gobierno desde principios de esta década con el fin de promover el desarrollo del modelo de turismo en masa en Roatán.

El flujo de turistas de crucero en las islas ha aumentado rápidamente, de 54.000 en 2001 a 434.000 en 2008, pero la meta es que el flujo siga aumentando. En febrero de 2010, Carnival Cruises inauguró el puerto de cruceros más grande de América Central, en Mahogany Bay, con una inversión de \$70 millones. Las autoridades de Honduras esperan 800.000 turistas de cruceros (La Prensa 2010) durante 2010, duplicando la cantidad que se alcanzó en 2008. Se espera y estima que la llegada de nuevas cadenas de hoteles internacionales y la construcción de campos de golf traigan inversiones privadas de más de \$150 millones.

Se supone que estas iniciativas aumentarán drásticamente los beneficios económicos procedentes de los turistas para la isla y el país. Sin embargo, existe incertidumbre sobre los beneficios netos que generará el turismo, teniendo en cuenta los costos medio ambientales, sociales y económicos producidos por este desarrollo del turismo a gran escala.

Este aumento en la cantidad de turistas de crucero implicará una mayor entrada de divisas extranjeras, pero también mayores impactos medio ambientales. El gasto promedio de un turista de crucero es de 100 dólares, solo el 16% del gasto de un turista que permanece en la isla, lo que significa que los 800.000 turistas de crucero que se esperan para 2010 gastarán una cantidad equivalente a aproximadamente 130.000 turistas que permanecen en la isla. Estos datos muestran que el desarrollo del turismo de crucero está aumentando su impacto medio ambiental en la isla por un factor de, al menos, seis veces. Esto se traduce en una alta demanda de recursos de agua dulce y un aumento en la generación de desechos sólidos y aguas residuales, lo que produce una degradación más rápida de los arrecifes de coral. Las encuestas realizadas entre 2000 y 2005 muestran que estos arrecifes se están degradando a causa del aumento de la temperatura del mar, la contaminación y sedimentación que produce el desarrollo del turismo y de las prácticas inapropiadas de buceo y esnórkel.

Una parte importante de los gastos de los turistas de crucero en sus visitas a Roatán no permanecerá en la economía local, por lo que los beneficios económicos netos para los isleños disminuirán. A pesar de esto, la población local estará más expuesta a los altos costos sociales y medio ambientales que se producen a raíz de este modelo de desarrollo. En Roatán, las inversiones en turismo de crucero provienen mayoritariamente de empresas extranjeras, lo que produce una repatriación de las ganancias al país de origen del inversionista. Se estima que la mitad de los ingresos generados por el turismo en los países en desarrollo salen de estas economías (Mowforth y Munt 2000). En los casos donde la inversión extranjera es frecuente, esta cifra puede ascender a un 85%. Un estudio realizado en 2007, demostró que un 57% de los recorridos realizados en Roatán fueron comprados en el extranjero (CESD-INCAE 2007). De esta forma, las empresas de cruceros obtienen el 50% de los gastos de turistas en actividades en la isla. El mismo estudio señaló que “casi el 35% del total que pagan los pasajeros llega a los empresarios y trabajadores locales o se utiliza para pagar las instalaciones locales”.

La expansión del turismo BAU en toda la isla producirá costos medio ambientales y sociales para la población local. Es probable que la brecha entre ricos y pobres aumente, dado que las empresas que se benefician de esta actividad son controladas por unos pocos (seis familias de la isla) (CESD- INCAE 2007). El resto de la población se beneficia del turismo por medio de los empleos, en muchos casos como mano de obra no especializada o por medio de la venta de productos como pescados y mariscos. La demanda creciente de pescado ha dañado los manglares y arrecifes, lo que pone en peligro la calidad de los ecosistemas de los cuales depende la mayoría de las personas locales. La migración desde el continente está provocando una inflación de los precios de la tierra y generando mayor presión sobre los servicios sociales.

A pesar de que estos problemas sociales, económicos y medio ambientales ya estaban presentes en Roatán, la presión a la cual se someten la sociedad y los ecosistemas de la isla debido a la velocidad con la cual crece el turismo de crucero, pone en duda la sostenibilidad de los beneficios netos derivados de este tipo de desarrollo del turismo. Las ganancias para los habitantes locales y la economía de Honduras están en riesgo. Hay dudas sobre si existe aún una oportunidad para que este modelo de desarrollo del turismo sea sostenible. También es cuestionable si permitir un uso intensivo de recursos naturales limitados haya sido la decisión correcta, en especial cuando, con algunos ajustes en marcha, el modelo anterior (que era similar a SEM) pudo haber producido beneficios más sostenibles y una mejor distribución de los mismos.

Elaborado por Juan René Alcoba.

1 En 2002, Roatán tenía 31 centros de buceo, según la Evaluación Preliminar de Actividades de Turismo con relación a los recursos naturales, elaborado por el Programa de Manejo Ambiental de Islas de la Bahía (2002).

para diversificarse y así tener una mayor capacidad de resistir al clima económico cambiante y a las fluctuaciones de los mercados. Por ejemplo, las tortugas, altamente atractivas para el turismo de buceo y esnórkel, están en peligro de extinción en la región y es cada vez menos probable verlas en las zonas de buceo del Caribe. Esto se debe a la destrucción de los nidos por el desarrollo del turismo costero BAU y por trastornos de los arrecifes provocados por la sedimentación y las aguas residuales que generan los hoteles costeros.

La biodiversidad de los arrecifes ha disminuido precipitadamente, debido, en general, a estas mismas causas con una consecuente reducción en la calidad de la experiencia del buceo y esnórkel. Hasta ahora, la demanda ha sido inelástica, solo los buzos habituales y las ONG locales están conscientes y preocupados de cómo la calidad del recurso ha disminuido con el paso del tiempo. Pero si las tendencias pasadas continúan, es probable que la demanda por el buceo y esnórkel disminuya a medida que los turistas busquen otros destinos. Un estudio sobre los atributos de los arrecifes y el comportamiento de los buzos en Roatán, Honduras, mostró que la calidad del medio ambiente marino, medido según el porcentaje de cubierta de coral vivo, es un indicador importante de las visitas al lugar de buceo. Los resultados pasados respaldan un modelo simple de maximización de utilidades que demuestra cómo la degradación de los arrecifes de coral puede reducir la satisfacción del buzo y dañar la economía local (Pendleton 1994).

El desarrollo de campos de golf es un tipo de turismo recreativo que produce impactos particularmente nocivos en los ecosistemas costeros del Caribe, debido a los grandes volúmenes de fertilizantes y pesticidas químicos que escurren con fuertes lluvias y llegan a las zonas de arrecifes y manglares (Mason 2010). Un campo de golf de 18 hoyos necesita limpieza en al menos 90 acres; a menudo se llenan los humedales para facilitar su crecimiento. Un campo promedio necesita de aproximadamente 1 millón de galones de agua al día (Sweeting, Bruner y Rosenfeld 1999), lo suficiente para satisfacer las necesidades diarias de miles de personas locales. Como consecuencia, el potencial del turismo bajo SEM se ve reducido por el desarrollo del campo de golf.

TURISMO DE NATURALEZA: ENFOQUES BAU

Aunque el turismo recreativo sigue dominando en términos de visitantes e ingresos totales, el modelo de *turismo de naturaleza* ha surgido con un rápido crecimiento, durante las últimas dos décadas. Costa Rica tomó la delantera en este fenómeno a finales de los ochenta, invirtiendo fuertemente en una estrategia de mercadeo que resaltara su ventaja comparativa (una gran biodiversidad) y explotó el creciente interés de los turistas norteamericanos por ver y experimentar la naturaleza directamente. Esto resultó ser una estrategia tremadamente exitosa para Costa Rica, a pesar de que gran parte de la competencia y vecinos tenían mayores índices de biodiversidad y mayor diversidad cultural.

Desde entonces, otros países han tenido un éxito impresionante en la creación de un sector de turismo de naturaleza, mediante el uso de su gran biodiversidad, características naturales y diversidad cultural para explotar este mercado emergente. Esta ha sido una alternativa inteligente de turismo en países como Ecuador, Perú, Chile y Bolivia, todos bien dotados de biodiversidad, pero demasiado lejos de los mercados masivos para ser competitivos en el modelo recreativo de altos volúmenes y márgenes de ganancias bajos.

El *turismo de naturaleza* no es sinónimo de ecoturismo. Este modelo de turismo no es necesariamente sostenible en virtud de su enfoque en la naturaleza, aunque a menudo se confunde como tal en los medios de comunicación y materiales de marketing. El turismo de naturaleza, al igual que el turismo recreativo, se encuentra en un espectro entre los modelos BAU y SEM. Actualmente, gran parte del turismo de naturaleza se inclina hacia el extremo BAU del espectro. De hecho, The Nature Conservancy identificó el turismo como una gran amenaza en 78 planes de conservación de áreas naturales protegidas, principalmente en la región de ALC, lo cuales han sido producidos por TNC durante los últimos siete años (Drumm 2008).

Existen muchos ejemplos de turismo BAU de naturaleza, como el caso del Salar de Uyuni en Bolivia (recuadro 9.5), que también destaca las estrategias de transición hacia SEM.

Recuadro 9.5. El salar de Uyuni y la reserva Eduardo Avaroa (Bolivia)

El destino turístico principal de Bolivia tuvo más de 80.000 visitantes en 2009. La falta de herramientas y capacidad de gestión está generando impactos negativos, como la erosión del frágil suelo causada por los vehículos todo terreno; la acumulación de desechos humanos en el lugar de las atracciones clave debido a la falta de baños y beneficios limitados para las comunidades locales. Las atracciones turísticas son espectaculares, como sugiere la cantidad de visitantes. Pero el producto turístico está muy mal concebido, las empresas locales cobran apenas \$3 por persona por alojamiento de una noche, mientras que los estudios muestran que los visitantes se preparan para pagar casi \$50 cada persona por noche y por servicios adecuados, además de una mejor gestión y conservación de recursos naturales (CSF-UMSA 2007). Otro estudio en el mismo lugar demostró que los visitantes quieren pagar significativamente más (\$20) por el precio de entrada, actualmente de \$4 (Drumm 2004). Con este aumento, habría fondos disponibles para crear la capacidad para gestionar las externalidades negativas del turismo y mejorar la calidad de la experiencia del visitante sin socavar la demanda.

Albergues ecológicos

Los alojamientos enfocados en la naturaleza, diseñados para responder a la demanda de la apreciación de la naturaleza son una tendencia generalizada. Por lo general, se les conoce como albergues ecológicos. El recuadro 9.6, extraído en gran parte de un informe de la CFI (CFI 2004), aclara la escala y naturaleza de este particular segmento del turismo de naturaleza y es un indicador significativo de la importancia de la biodiversidad en el sector turismo. Sin embargo, la definición de albergue ecológico no define claramente en qué parte del espectro BAU-SEM están. Algunos albergues se han diseñado con sumo cuidado y atención tanto en la sostenibilidad como en el compromiso con la comunidad local (de hecho, muchos ofrecen equidad comunitaria); otros han buscado explotar la biodiversidad como una atracción, mientras que al mismo tiempo crean problemas medio ambientales y socioculturales, por ejemplo, una gestión pobre de desechos y una falta de compromiso con la comunidad.

ARRECIFES DE CORAL

Los arrecifes de coral sustentan y enriquecen el producto del turismo de gran parte del sector del turismo *recreativo* que ofrece actividades *enfocadas en la naturaleza* como la práctica de esnórkel y buceo, como un complemento de más productos recreativos. El valor de tener arrecifes de coral saludables para el sector del turismo recreativo es enorme. En 2006, el 40% de los visitantes en Tobago y el 25% de Santa Lucía visitaron los arrecifes de coral en algún momento de su viaje. Se calculó que el impacto económico directo de los gastos de los visitantes en alojamiento, recreación en los arrecifes y misceláneos fue el 11% del PIB de Santa Lucía y el 15% del de Tobago, que es aproximadamente un cuarto y un tercio, respectivamente, de la contribución del turismo al PIB del país. Se calculó que los impactos económicos indirectos adicionales, impulsados por las necesidades de bienes que apoyan el turismo de arrecifes, contribuyeron con una suma adicional sustancial a la economía en ambos lugares (Burke et al. 2008). En Belice, el turismo relacionado con los arrecifes de coral (y manglares) contribuye entre \$150 millones a \$196 millones a la economía nacional, equivalente a entre un 12% y 15% del PIB (Instituto de Recursos Mundiales 2008).

ÁREAS PROTEGIDAS

El crecimiento rápido del número de visitas a las áreas protegidas, son indicadores excelentes de las tendencias en el mercado del turismo de naturaleza. Los estudios de México, Belice, Dominica, Costa Rica, Perú y Ecuador, llevados a cabo durante los últimos 10 años, indican que para un 50% a 70% de los turistas, las áreas protegidas fueron un factor importante en la elección de su destino. Incluso, ya en el año 1991, una encuesta de los turistas en el Aeropuerto Internacional de Quito, determinó que 76%

consideró la “historia natural” como la razón principal para visitar Ecuador. Además, 65% declaró que las áreas protegidas eran la razón principal o tuvieron una influencia importante en su decisión (Drumm 1991).

En México, CONANP estimó que cerca de 5,5 millones de turistas (alrededor de un cuarto de todos los visitantes), visitó las áreas protegidas federales en 2006; \$286 millones se obtuvieron exclusivamente de los pagos directos relacionados con sus visitas, 2,3% del gasto de los viajeros internacionales en todo el país. The Nature Conservancy predijo que esta cifra podría ser de alrededor de 14 millones de visitantes nacionales e internacionales y los gastos directos cercanos a los \$660 millones al año (5,5% del gasto de los viajeros internacionales) (CBD 2008). En Costa Rica, el turismo generado por los parques es la segunda industria más grande en el país (Dudley et al. 2008). En Argentina, cerca del 60% de los turistas internacionales visitan un área protegida. En Chile, 59% de los turistas extranjeros relacionan sus visitas con el turismo de naturaleza. En Ecuador, 58% de los turistas internacionales declaran a la naturaleza y a la vida silvestre como la principal razón de su visita, y en Perú, 71% de los visitantes extranjeros se dirigen a las áreas protegidas. Dicho esto, claramente, los valores naturales de la biodiversidad y los paisajes naturales motivan esta visita, es crucial que el turismo en áreas protegidas se gestione de manera sostenible para mantener su atractivo como destino. Sin embargo, los impactos negativos del turismo de naturaleza con un enfoque BAU quedan de manifiesto en las áreas protegidas y fuera de ellas. Pero, como los recursos dentro de estas áreas están protegidos y, por lo tanto, se consideran más valiosos que los de afuera, se puede decir que el costo de BAU en las áreas protegidas es mayor. En las siguientes secciones, se describen las estrategias para convertir las prácticas BAU de las áreas protegidas en prácticas SEM a bajo costo.

Por último, es necesario tratar los efectos del cambio climático en la industria del turismo, considerando que los viajes y el turismo son un contribuyente importante a los gases de efecto invernadero.

EL IMPACTO ECONÓMICO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL TURISMO

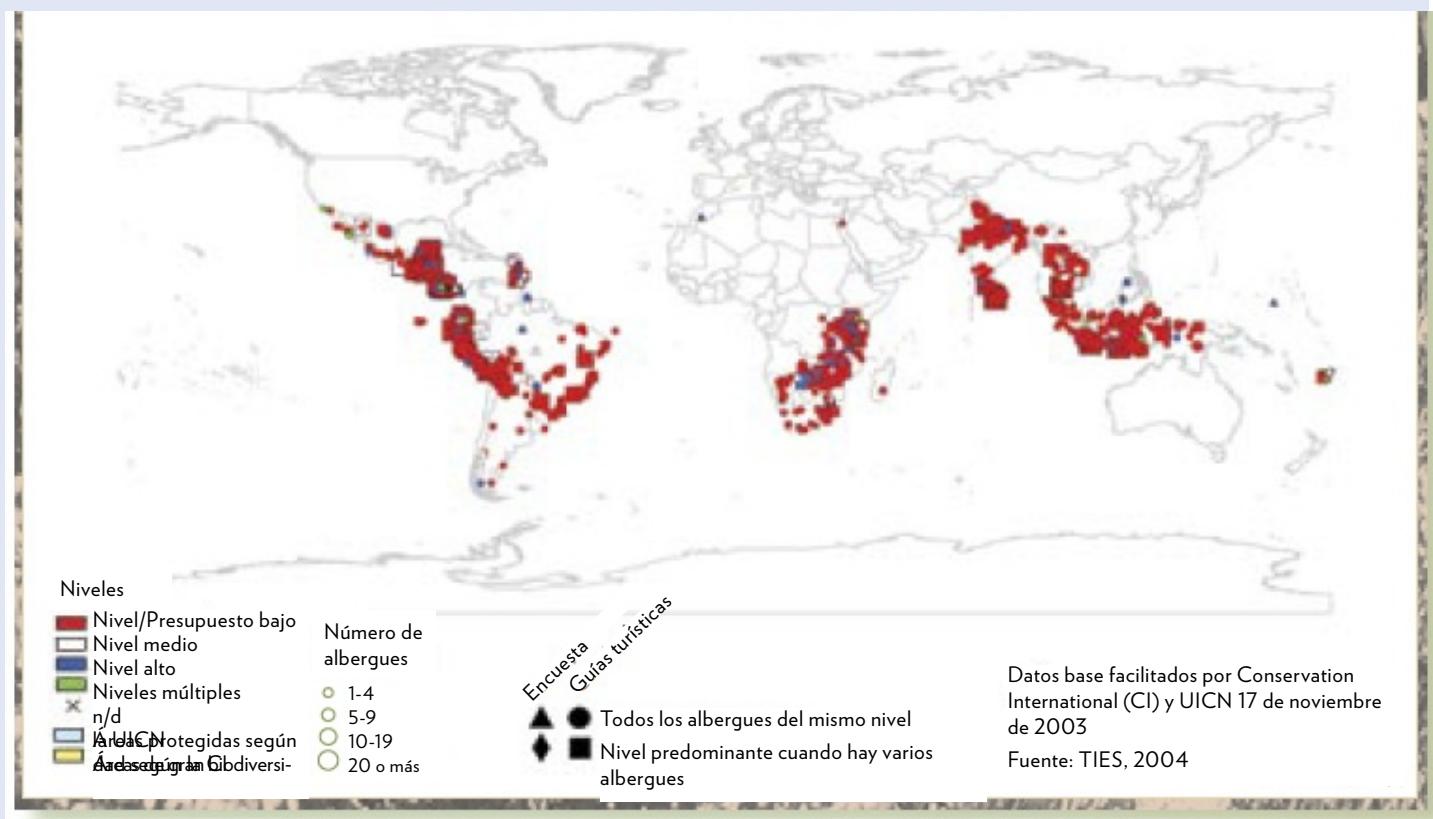
El cambio climático puede tener un impacto importante en los patrones mundiales del turismo, debido a que las consideraciones medioambientales son un componente primordial en la toma de decisiones del turista con respecto a los destinos vacacionales (Braun et al. 1999). En algunos lugares, las condiciones cada vez más favorables para el turismo podrían tener un impacto beneficioso en las economías locales, si los turistas respondieran a estos cambios modificando la elección de su destino. Sin embargo, las condiciones climáticas cambiantes y los correspondientes cambios medioambientales, tales como el aumento de la frecuencia de las

Recuadro 9.6. Albergues ecológicos y biodiversidad

Existe una fuerte correlación entre la ubicación de los albergues ecológicos y la de las áreas públicas y privadas protegidas o áreas de gran biodiversidad. En el estudio Ecolodge Footprint se creó un mapa con las ubicaciones de los albergues ecológicos basados en la naturaleza de 60 países (a partir de una revisión de guías turísticas) al igual que de los 106 albergues ecológicos que contestaron encuestas por escrito. Los 60 países se escogieron según su alta concentración de albergues ecológicos, su nivel de desarrollo en la industria del ecoturismo y su ubicación en áreas de alta biodiversidad o atracciones naturales relacionadas. De los 5.459 albergues que aparecen en el mapa (no se pudo incluir otros 1.059 porque la ubicación no estaba disponible), Indonesia tenía la mayor concentración (758), seguida por Costa Rica (590), Tailandia (468), Perú (356), Ecuador (345), Guatemala (322), México (304), Sri Lanka (277) y Tanzania (259).¹ De los albergues mapeados en los 60 países, el 84%

se ubica en áreas de gran biodiversidad, según la definición de Conservation International. La mayor concentración está en Mesoamérica (1.157), seguida por Indo-Burma (543). De los albergues que contestaron la encuesta, un 60% se ubica dentro de, o en la periferia de, un área protegida establecida y un 39% está dentro de una reserva privada. La gran cantidad de albergues ecológicos y albergues basados en la naturaleza que se ubican en áreas de alto valor de biodiversidad o en áreas cercanas, indica la necesidad de mantener estándares medio ambientales sólidos. Dado que los reglamentos gubernamentales eficaces y los programas de certificación voluntarios son poco comunes (solo el 26% de los albergues que contestó la encuesta tenía una certificación o clasificación de ecológico), son los dueños y gerentes de los albergues quienes, generalmente, desarrollan los estándares y prácticas medio ambientales y sociales. La Corporación Financiera Internacional (CFI) presenta una visión global del mapa con los 5.459 albergues en 60 países (consulte la figura).

Figura 1. Albergues basados en la naturaleza en el mundo



Fuente: CFI (2004).

1 Véase el estudio completo de Ecolodge Footprint and Justification for Biodiversity Conservation en la Corporación Financiera Internacional (CFI 2004).

Recuadro 9.7. Preferencias turísticas específicas de islas con base en características medioambientales: Implicaciones del cambio climático para los estados que dependen del turismo¹

El cambio climático puede afectar la economía de un país. Es probable que el aumento del nivel del mar provoque inundaciones en las áreas costeras y afecte la infraestructura (Mimura 1999; Parsons y Powell 2001). En las costas tropicales, donde las características medioambientales como las temperaturas cálidas, los arrecifes de coral y las playas, reciben una gran publicidad de la industria turística, el calentamiento global podría impactar a las economías que dependen principalmente del turismo (Braun *et al.* 1999; Agnew y Viner 2001).

El cambio climático puede afectar importantes componentes medioambientales de los destinos vacacionales, con repercusiones probables para las economías que dependen del turismo. Uyarra *et al.* demostraron la importancia de los atributos medioambientales en la determinación de la elección y el interés vacacional de los turistas que visitan Bonaire y Barbados, islas del Caribe con marcadas diferencias en sus mercados de turismo e infraestructura (2005). Las temperaturas cálidas, las aguas claras y el escaso riesgo para la salud, fueron las características medioambientales más importantes que determinaron la elección del destino vacacional. Sin embargo, a partir de entonces, los turistas en Bonaire priorizaron los atributos de la vida silvestre marina (por ejemplo, la diversidad y abundancia de coral y peces), por sobre otras características medioambientales, mientras que los turistas en Barbados mostraron una preferencia más fuerte por las características terrestres, en particular las de las playas (Uyarra *et al.* 2005).

La disposición de los turistas de volver a visitar estas islas estaba estrechamente ligada al estado de los atributos medioambientales

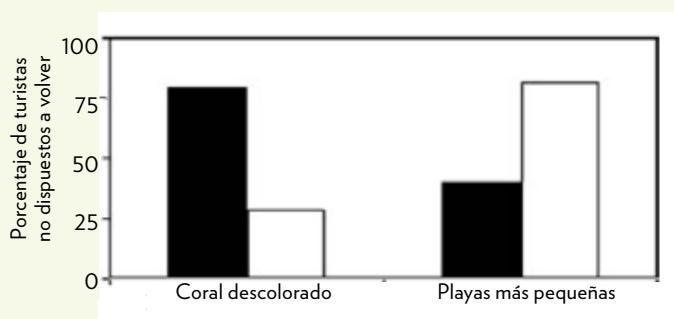
preferidos. Más del 80% de los turistas en Bonaire y Barbados no estaban dispuestos a volver de vacaciones por el mismo precio, en el caso de descoloramiento de los corales (resultado de la elevada temperatura de la superficie del mar) y la reducción del área de playa (resultado del aumento del nivel del mar). El cambio climático podría tener un impacto importante en la economía del turismo del Caribe si se alteraran las características medioambientales que son importantes para la selección del destino (véase la figura).

Impactos económicos de los cambios en los atributos medioambientales preferidos

Ya existe cierta evidencia de que el clima del Caribe está cambiando de manera que podría afectar al turismo. La temperatura atmosférica promedio en el Caribe oriental ha aumentado en 0,2°C a 0,4°C por década desde 1976: modelos recientes indican que las temperaturas aumentarán en 1,4°C a 5,8 °C en el próximo siglo (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático 2001). Estos cambios podrían provocar incomodidad a los turistas (Balafoutis y Makrogiannis 2001; Morabito *et al.* 2005; Zaninovic y Matzarakis 2005) o fomentar la propagación de los mosquitos que transmiten enfermedades (Hopp y Foley 2001).

El descoloramiento de los corales se ha asociado al aumento de las temperaturas del mar (Hoegh-Guldberg 1999; Reaser *et al.* 2000), lo cual afecta la composición de los peces de los arrecifes y los valores estéticos de los arrecifes de coral (Wilkinson *et al.* 1999), al igual que los ingresos netos de algunos centros turísticos de buceo (Cesar 2000). La frecuencia, intensidad y estacionalidad de los huracanes se podría alterar (GIECC 2001). El impacto de esto en la erosión de la playa no está claro, pero el desarrollo costero y la construcción de muelles protectores pueden restringir la extensión de las playas para retirar tierra ante la llegada de tormentas y el aumento del nivel del mar, lo que provoca una reducción del área de playa con potenciales consecuencias económicas y de biodiversidad (Cambers 1999; Fish *et al.* 2005).

Como islas que dependen del turismo, las economías de Bonaire y Barbados pueden ser particularmente vulnerables al cambio climático. El turismo en Bonaire crece entre 7% a 10% anualmente (UNESCO 1997) y genera el 40% del PIB de la isla (F. Simal, comunicación personal 2002). En contraste, la economía de Barbados es más diversa, con una contribución del turismo al PIB de un 12% (Sealey 2001). Las islas tienen grandes diferencias en sus estrategias de turismo. El modelo masivo de turismo orientado a las playas de Barbados contrasta con el turismo más respetuoso con el medio ambiente de Bonaire, que se basa en sus arrecifes de coral vírgenes (Dixon *et al.* 1993). Estas estrategias tan distintas, dan origen a clientelas que contrastan con distintos



Porcentaje de turistas que no están dispuestos a volver a Bonaire (barras con relleno), o a Barbados (barras sin relleno), al mismo costo vacacional en caso de descoloramiento de los corales o pérdida de playa, como consecuencia del cambio climático.

1 Este estudio de caso está adaptado de Uyarra (2005).

niveles de interés en las características medioambientales que podrían ser afectadas por el cambio climático.

Los atributos ambientales valorados por los turistas al momento de escoger un destino vacacional pueden ser alterados por distintos medios y provocar cambios en los destinos de los viajes (Braun et al. 1999; Agnew y Viner 2001; Lise y Tol 2002). Por ejemplo, los desastres naturales y la sobreexplotación de recursos reducen claramente los atractivos medioambientales. El turismo también puede afectarse a sí mismo negativamente, mediante el exceso de población —lo cual aleja a algunos turistas— y la construcción de infraestructura que puede acelerar la degradación del atractivo de las características naturales (Tisdell 1991; Davis y Tisdell 1995).

Muchos atributos medioambientales también serán afectados por el cambio climático; se espera que varios de estos impactos perjudiquen la industria del turismo (Wall 1998). Por ejemplo, 80% de los turistas indicaron que no estarían dispuestos a volver de vacaciones a la isla por el mismo precio, si las características medioambientales preferidas (por ejemplo, los arrecifes de coral de Bonaire), fueran afectados negativamente por el cambio climático. Por ejemplo, se observó una marcada reducción en el número de buzos que visitan un popular centro turístico en Filipinas, después del evento de descoloramiento masivo de 1998 (Cesar 2000). De esta forma, los turistas pueden responder enérgicamente a los cambios en las condiciones medioambientales. Dado que el

40% de los visitantes de Bonaire o Barbados ya habían ha estado anteriormente, las repercusiones económicas de los cambios inducidos por el clima en los destinos vacacionales podrían ser graves.

Debido a que el descoloramiento de los corales y la erosión de la playa probablemente ocurrirán de manera regional, las características medioambientales en otras islas del Caribe, que compiten por los turistas, también serán afectadas. Sin embargo, la variación de las características meteorológicas, de la geología y estructura del arrecife y de la playa pueden ser específicas a un lugar y por lo tanto podrían tener como resultado un aumento del descoloramiento de los corales o la pérdida de área de playas en algunas islas en particular, pero no en otras. Además, muchos de los que respondieron, indicaron su disposición a volver a Bonaire o Barbados por un menor costo, si los arrecifes o las playas son afectados negativamente por el cambio climático (Uyarra 2002). El cambio climático también puede tener como resultado condiciones climáticas favorables, que pueden atraer a los turistas.

De esta forma, el atractivo relativo de las islas del Caribe para los turistas, se puede ver alterado por el cambio climático, pero los impactos en lugares individuales actualmente no se pueden predecir (GIECC 2001). Sin embargo, las repercusiones económicas de los cambios inducidos por el clima en los atributos medioambientales podrían ser serias.

tormentas y otros eventos extremos, también pueden reducir el atractivo de algunos destinos vacacionales, como se destaca en el recuadro 9.7. El alza de los precios para viajar, también afectará las elecciones del destino ya que entran en juego los costos más altos del combustible y de las distintas medidas de mitigación. Las preferencias cambiarán a medida que los viajeros adopten actitudes más ecológicas y la industria se mueva a una posición que refleje más sostenibilidad. Por ejemplo, desde el punto de vista energético, el transporte de cruceros se puede presentar como una alternativa eficiente a los viajes aéreos.

Queda de manifiesto que el sector del turismo puede contribuir para mitigar los peores aspectos del cambio climático, inducidos en parte por el mismo turismo, mejorando la eficiencia del combustible y pasando al uso de combustible no fósil para aviones, pero también mejorando la capacidad de resistencia de la biodiversidad y SE para soportar las presiones del cambio climático. Este sector también puede experimentar con posiciones más sostenibles, tales como estimular primero la exploración local, realizar menos visitas pero más largas a lugares distantes, y cambiar a modos de transporte más eficientes; trenes en lugar de automóviles, barcos en lugar de aviones, caminatas y desplazamientos en bicicleta dentro del lugar de

destino. Estas acciones recibirán apoyo a medida que se propague una concienciación pública y que se adopten prácticas ambientalmente sanas y rentables.

9.6 LA TRANSICIÓN A SEM: ESTUDIOS DE CASO

Distinguir entre modelos de turismo recreativo y turismo de naturaleza, como se hizo en la revisión de los costos BAU, continúa siendo útil para presentar los siguientes casos y ejemplos de SEM.

Turismo recreativo SEM

Como se indicó anteriormente, el turismo SEM sigue dos caminos: SEM por diseño y SEM por rejuvenecimiento de las empresas BAU. En el caso del modelo recreativo tradicional, considerando la escala de externalidades negativas ya generadas en muchas localidades con BAU, el rejuvenecimiento SEM solo se puede alcanzar con grandes inversiones para restaurar los hábitats de playas, arrecifes y manglares, puesto que probablemente ya se ha perdido mucho capital natural.

Recuadro 9.8. Valor económico de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para sectores productivos en las Islas Turcas y Caicos

Parte 2 de 2 (véase el recuadro 9.3 para la parte 1)

El siguiente estudio de caso explora el valor actual de la biodiversidad y de los SE para la economía de las islas Turcas y Caicos y destaca una herramienta financiera para facilitar el mantenimiento de un modelo que se orienta en dirección a SEM, mientras es amenazado con un cambio al modelo BAU.

El cambio de BAU a SEM

Dada la creciente importancia mundial de la gestión de recursos naturales, conservación de la biodiversidad y desarrollo sostenible, el Reino Unido financió un programa de seis años en las Islas Turcas y Caicos (ITC): el Proyecto de Manejo de Recursos Costeros (PMRC)¹.

En relación con este proyecto, Nautilus Consultants² buscó cómo representar mejor las consecuencias medioambientales de las acciones que ITC lleva a cabo para mantener un medio ambiente virgen y saludable. El análisis también mostró que los flujos de ingresos futuros provenientes del turismo, dependen de la continuación de un equilibrio entre cómo y dónde se diseña y construye la infraestructura y su impacto sobre el medio ambiente. Un buen ejemplo de esta interrelación es el papel que juegan los sistemas de arrecifes de coral para sostener la calidad de vida en las islas, y también para asegurar los ingresos del turismo.

Valoración de la contribución de los arrecifes de coral a la economía ITC

La evaluación estima que los arrecifes de coral contribuyen a la economía de ITC con \$47 millones/año. De este total:

- \$18 millones/año contribuyen directamente al PIB, y constituyen un 7,8% del PIB anual del país;
- \$17 millones adicionales de actividad económica (7,5% del PIB), se protegen destinándolos a la protección costera;
- los \$13 millones restantes, contribuyen a la calidad de vida a través del placer de las actividades recreativas y el valor de existencia y, por lo tanto, no se incluyen en los cálculos del PIB.

Elaborado por Crick Carleton.

1 Se recibió un financiamiento de \$1,6 millones durante seis años; una suma indicativa de la escala de costos que se requiere para pasar de un modelo BAU a uno SEM.

2 Un estudio de alcance que examina cómo la política y la planificación de Recursos Naturales se pueden mejorar en los territorios del exterior.

• Un juego sencillo de herramientas se probó en ITC para establecer la presencia y fortaleza del sistema de gestión de recursos naturales.

• Una demostración de cómo se podrían usar distintos tipos de valoración a fin de disponer de mejor información para la toma de decisiones.

• Revalidación del sistema de áreas protegidas (SAP) de ITC, mediante el uso de criterios ecológicos, económicos y culturales.

Para poner esto en contexto, el análisis llevado a cabo por el proyecto Arrecifes en Peligro del Instituto de Recursos Mundiales, estimó en el año 2000, que los arrecifes de coral del Caribe proporcionan bienes y servicios con un valor económico neto estimado entre \$3.100 millones y \$4.600 millones, derivados de la pesca, el turismo de buceo y los servicios de protección de la costa. Esta estimación para ITC corresponde al 1% de toda la cantidad del Caribe, a los precios actuales.

Una reducción relativamente pequeña en la condición y servicios prestados por los arrecifes, podría generar rápidamente pérdidas anuales de varias decenas de millones de dólares en la economía de la isla. Al evaluarlo de una manera, resulta conveniente invertir varios millones de dólares para lograr una gestión sostenible de ecosistemas a fin de evitar esta situación. Al verlo de otra forma, no vale la pena asumir el riesgo de sancionar un proyecto de desarrollo ambientalmente pobre por un beneficio financiero a corto plazo, si es probable que este beneficio sea ampliamente superado por los costos de restauración a largo plazo, teniendo presente que el problema más grande no es causado por un solo proyecto de desarrollo sino por el impacto acumulativo de cientos de desarrollos ligeramente dañinos.

Al valorar la contribución de la biodiversidad y otros SE que apoyan la economía del turismo, se creó un marco conceptual para relacionar los valores calculados para los distintos elementos del todo (véase la figura).

Pesca: Un servicio de ecosistema de aprovisionamiento para el turismo

La principal pesca comercial de ITC son la langosta espinosa y el caracol. Ellos apoyan a una industria exportadora importante y proveen estos productos a los restaurantes locales que prestan servicios y dependen en gran parte de la industria del turismo. Identificar los ingresos obtenidos de la pesca de distintas especies y calcular hasta qué punto depende cada especie del sistema de arrecifes, lleva a calcular que los arrecifes contribuyen a la actividad pesquera en \$3,7 millones. Una parte importante de esta actividad es impulsada por el turismo.

Buceo: Una atracción turística

ITC es reconocido como uno de los principales destinos para el buceo, con más de 90.000 inmersiones al año. Además de pagar por las inmersiones, quienes bucean gastan dinero en hoteles, restaurantes, recuerdos, transporte, recorridos, etc. También, existe un

Marco para la valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos



considerable superávit del consumidor para los buzos (el placer obtenido más allá del precio que se paga por el viaje), según se describe en varios estudios económicos (Cesar *et al.* 2002). Este valor no se obtiene en términos monetarios, aunque podría haber posibilidades de aprovecharlo imponiendo una tarifa de entrada en los sitios de buceo o reservas marinas. En general, los sistemas de arrecifes de ITC generan \$8,3 millones por año por las actividades del buceo.

Otros usos del turismo

Los arrecifes son una de las razones más importantes de las visitas de turistas o compras de propiedades en las islas. Los mismos ayudan a proteger estas playas de la erosión, contribuyendo en primer lugar a su formación (la arena blanca proviene del coral muerto). Para calcular este valor se estimó que el nivel de motivación del visitante para viajar a ITC se puede atribuir a la presencia de arrecifes de coral saludables. En el corto plazo, las categorías relevantes aquí son las actividades realizadas en el arrecife (sin incluir el buceo) y los arrecifes (sin incluir el buceo). En el largo plazo, los arrecifes también apoyan las playas del país, de manera que existe un argumento para incluir esta categoría. Siguiendo esta lógica, los valores de los arrecifes en el corto plazo constituyen un 4% de la motivación del visitante para viajar a ITC; y en el largo plazo, estos constituyen un 26% de la motivación para realizar la visita. De esta forma, \$9,8 millones de gasto anual de los turistas en las islas, excluido el buceo, se pueden atribuir a los arrecifes.

El valor de las propiedades: Turismo de segunda residencia

Las propiedades ubicadas en las playas presentan precios mucho más altos que las ubicadas en otros lugares. Si se eliminan los arrecifes,

muchos de los atributos que se aprecian de una ubicación frente a la playa también desaparecerán.

Una parte del recargo en los precios de las propiedades se obtiene a través del impuesto de timbre en la venta de propiedades. El resto de los beneficios va a los dueños de las propiedades, a través de los servicios ecológicos que obtienen de la propiedad cada año.

Se utilizó una forma rudimentaria de asignación hedonista de precios para evaluar el impacto que tenía la calidad del medio ambiente marino circundante sobre los precios de las propiedades. Suponiendo que el efecto sobre los precios de las propiedades se extienda a 100 m desde la costa, se verán afectados bienes por un valor de más de \$2.000 millones. Esta cantidad se convierte en un flujo anual de beneficios con una tasa de descuento de 10% y un período de 25 años. Según Cesar *et al.* (2002), se supone que 1,5% del valor de la propiedad, se debe a la presencia de un medio ambiente marino saludable en las cercanías, en el corto plazo. De esta forma, los arrecifes de coral suman \$3,9 millones anuales al recargo que se paga por las propiedades frente a la playa, en el corto plazo.

Protección costera

La geografía submarina de la cadena de islas, junto con las tormentas tropicales que atraviesan regularmente esta área del mundo, además de las fuertes oleadas que periódicamente se originan en el Atlántico, significa que estas islas ubicadas en terrenos bajos son muy vulnerables a los daños provocados por las tormentas. El sistema de arrecifes de coral puede moderar el nivel de estos daños. Se utilizó una mezcla de enfoques de daños esperados y

Recuadro 9.8. (conclusión)

de costo de reemplazo para calcular el valor de esta protección. El enfoque de daños esperados calcula el valor de la propiedad (tierra y construcciones), que se pierde o deteriora por los huracanes y la erosión costera, y considera cuál sería la magnitud de las pérdidas si los arrecifes no estuvieran presentes. Sin embargo, el enfoque costo de reemplazo, examina el costo de proporcionar medios alternativos para lograr la protección costera que permiten los arrecifes: un sistema de defensa hecho por el hombre. Se utilizó el menor de estos dos costos: los servicios de protección prestados por los arrecifes en todo el país se calcularon en \$17 millones/año.

Biodiversidad: Una atracción turística

Los arrecifes contienen más del 25% de las especies de peces marinos, a pesar de que ocupan menos de un 1% del área del fondo marino. Los científicos llevan a cabo investigaciones en los arrecifes para conocer más sobre estos ecosistemas, al igual que sobre las formas en las cuales estas características naturales pueden ser beneficiosas. Esto convierte a los arrecifes en un activo valioso para los investigadores. Los estudios han demostrado que

muchas personas piensan que es importante que existan los arrecifes, aunque no planeen visitarlos nunca, y que están dispuestos a pagar para conservar estos lugares especiales. El valor que se percibe se denomina el valor de existencia de los arrecifes.

Cesar *et al.* (2003) determinan que la biodiversidad en los arrecifes del Caribe alcanza los \$79 millones/año en investigación y valor de existencia, o bien \$4.158/km² de arrecife de coral. Al aplicar este valor a los 508 km² de arrecifes de barrera en ITC, y (de manera conservadora), asumiendo que esta zona de arrecife posee un valor de biodiversidad de la mitad de esta magnitud (que cubre 2.079 km²), el valor de la biodiversidad alcanza \$4.7 millones/año.

Otros valores

Además de los valores de los arrecifes descritos anteriormente, existen varios otros caminos mediante los cuales se podrían valorar los arrecifes, entre otros, la explotación de la arena, la absorción de productos de desecho, el “valor del legado”, el “valor de opción” y la prospección biológica. Estos enfoques no han sido probados.

Además de estas inversiones para recuperar capital natural, será necesario reducir los impactos medio ambientales de las instalaciones actuales y futuras, e incluir posiblemente la disminución de la densidad de hoteles en los destinos con exceso de construcciones, como la que llevó a cabo el gobierno de España en Mallorca. Iniciativas como “Green Globe”, Programa Bandera Azul, Rainforest Alliance (véase el recuadro 9.14), Alianza del Caribe para un Turismo Sostenible (CAST, por sus siglas en inglés), y otras (véase, por ejemplo, PNUMA 1998), se encuentran colaborando con la industria para reducir su impacto. La participación activa en estos programas, de la industria del turismo de un país en el que predomina el modelo de turismo recreativo, junto con una planificación de un uso eficiente de la tierra en áreas costeras y otras áreas naturales, se debe considerar como mínimo para avanzar en dirección al modelo SEM. Actualmente, menos del 1% de las operaciones turísticas están certificadas; la masa crítica aún no se ha alcanzado. A la fecha, el proceso revela que la relación del turismo con la biodiversidad y SE no es necesariamente estática, sino más bien dinámica. Se ha informado ampliamente que está creciendo la demanda del mercado por productos sostenibles y lo más probable es que la industria continuará evolucionando en respuesta a dicha demanda.

Estos cambios de BAU parecen ser atractivos en el mercado: más turistas escogen vacaciones que ofrecen experiencias culturales locales. Por otro lado, los turistas dan cada vez más importancia a la ética y la responsabilidad social de un operador. El Thompson

Holidaymaker Report y una encuesta Mintel (Roe *et al.* 2002), determinaron que el grupo dominante de turistas desea experiencias de viaje más coherentes con el modelo SEM. A continuación se presentan ejemplos de SEM dentro de distintos subsectores de turismo recreativo.

SECTOR HOTELERO

El movimiento hacia enfoques SEM es evidente, aunque parcial, en la industria hotelera. Con el fin de establecer pautas medioambientales para la industria y aumentar la conciencia, el “International Foreign Partnership” (anteriormente “International Hotels Environment Initiative”, IHEI), vincula a varias de las cadenas hoteleras más importantes como Hilton, Taj, Marrito, Accor y el Intercontinental, que constan de más de 11.000 hoteles y 1,8 millones de habitaciones. De este modo, la industria hotelera busca autorregularse, influenciar la legislación y evitar costosas medidas de recuperación. En 1996, IHEI y otros grupos de la industria se asociaron con PNUMA para producir el “Paquete de Acción Ambiental-Pasos Prácticos para Beneficiar su Negocio y el Medio Ambiente”. Este esfuerzo ha evolucionado a “Going Green – The International Tourism Partnership’s checklist for minimum standards toward a sustainable hotel” (www.tourismpartnership.org/downloads/Going%20Green.pdf); una lista de estándares mínimos para un hotel sostenible. En 2008, se lanzó una versión en español, *El Camino Verde* (The International Tourism Partnership 2008).

Recuadro 9.9. La promoción de SEM en el sector del turismo recreativo de Brasil

Como un ejemplo innovador, en el cual un gobierno de ALC adopta un compromiso financiero masivo para llevar a la industria hotelera de BAU a SEM, en febrero de 2010, el Ministerio de Turismo junto con el Banco Nacional de Desarrollo de Brasil (BNDES) establecieron una línea de crédito de R\$1.000 millones (US\$545 millones) para reacondicionar, expandir y construir nuevos hoteles.

Al ofrecer condiciones más favorables a los proyectos que consideran la sostenibilidad medioambiental, el gobierno espera obtener un compromiso medioambiental por parte de la industria hotelera. El ministro de turismo, Luis Barreto y el vicepresidente del BNDES, Armando Mariante, lanzaron la línea de crédito en Río de Janeiro.

Para el BNDES, la línea de crédito permitirá que la industria hotelera se adapte a la nueva realidad del país y a los desafíos que Brasil enfrentará. “La industria hotelera necesita alcanzar un nivel que nos enorgullezca, uno que sea capaz de satisfacer la demanda creciente”, afirmó Mariante.

La línea de crédito es parte de un conjunto de acciones del gobierno federal en relación con la Copa Mundial 2014 de la FIFA. La línea cubre los conceptos de Hotel estándar, Hotel energéticamente eficiente y Hotel sostenible, con diferentes normas para cada categoría.

Fuente: Travelmole (2010a).

Muchas cadenas hoteleras están fijando objetivos para demostrar su compromiso con diferentes aspectos de la sostenibilidad. Por ejemplo, Fairmont Hotels and Resorts tiene como objetivo una reducción de 20% (a partir de los niveles de 2006) en emisiones operacionales de CO₂ antes de 2013, NH Hoteles apunta a una reducción de 20% en agua, desechos y energía antes 2012 (a partir de los niveles de 2007) y Marriott reducirá su huella de carbono en un 25% antes de 2017 a través de la conservación de la energía. Whitbread se comprometió a reducir sus emisiones de carbono en un 26% antes de 2020, IHG busca lograr ahorros de energía de hasta un 25% en toda su cartera de hoteles a nivel mundial, y Starwood acaba de anunciar una reducción de un 30% en el consumo de energía y una disminución de 20% en el consumo de agua por habitación disponible antes de 2020 (Farrant 2010).

Brasil presenta un ejemplo de iniciativa gubernamental para promover SEM dentro del modelo recreativo (véase el recuadro 9.9).

SEM EN EL SECTOR DE TURISMO DE CRUCEROS

El Consejo Internacional de Líneas de Crucero (ICCL, por sus siglas en inglés) adoptó algunos elementos de SEM como las prácticas obligatorias de manejo de desechos, que logró acabar con la descarga de desechos al mar. Algunas líneas de cruceros han comenzado a involucrar a sus clientes en los esfuerzos, creando fondos para la conservación de los destinos (véase la sección acerca de filantropía del viajero más adelante). Una variación se describe en el recuadro 9.10.

Turismo de naturaleza SEM

El *turismo de naturaleza* es un segmento importante de la industria del turismo que está en rápido crecimiento. Por ejemplo, en 1990, el buceo y otros tipos de turismo de interés especial representaron 20% o más de todos los visitantes al Caribe (Dixon 1993). En América del Sur y América Central han surgido destinos importantes enfocados en la naturaleza, como Costa Rica, Guatemala, Belice, las islas Galápagos, el Pantanal de Brasil, el Amazonas en Perú, Ecuador, Colombia, Brasil y Bolivia, los fiordos del sur de Chile, el desierto de Atacama en el norte de Chile, la Patagonia en Argentina, así como la Antártica.

La cultura indígena también conduce a una mayor demanda de turismo de naturaleza en países como Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia, donde este enfoque del turismo tiene como resultado el crecimiento de un sector de negocios de turismo comunitario.

Entre las opciones de turismo de naturaleza SEM se encuentra el ecoturismo, que UICN define como “viajar o visitar áreas naturales de forma medioambientalmente responsable, con el fin de disfrutar y apreciar la naturaleza (y cualquier característica cultural adjunta del presente y del pasado) que promueve la conservación, tiene bajo impacto por parte de los visitantes y proporciona la participación socioeconómica, beneficiamente activa, de las poblaciones locales” (UICN 1997). Aunque la mayoría del turismo de naturaleza no lo logra, este objetivo explica los elementos clave del turismo de naturaleza SEM.

Turismo cultural y comunitario SEM

Hubo un notable crecimiento en la demanda de itinerarios que tengan una dimensión cultural y social, especialmente en aquellos itinerarios enfocados en la naturaleza. Esto ha permitido que los gastos de los turistas fluyan a una cantidad creciente de empresas de turismo comunitario en toda la región, que comúnmente se vinculan a áreas con importantes índices de biodiversidad, a menudo áreas cercanas a áreas protegidas. En otros casos, la generación de ingresos para las comunidades de este tipo de turismo ha llevado a que se realicen esfuerzos coordinados para proteger la biodiversidad al crear sus propias áreas protegidas o haciendo que sus actividades económicas sean más sostenibles, de modo que no perjudiquen la calidad de los

Recuadro 9.10. Enfoque SEM en el sector de turismo de cruceros

El Fondo Disney de Conservación de Vida Silvestre (DWCF, por sus siglas en inglés) premia con subsidios a organizaciones sin fines de lucro para proyectos de conservación alrededor del mundo. El fondo tiene el respaldo de donaciones corporativas, los huéspedes de Disney Cruise Line también pueden contribuir en sus formularios de gratificación al final de los viajes. Miles de pasajeros lo han hecho desde que la línea de cruceros estableció el fondo en 2007. Además, una parte de las ganancias de la nueva excursión Castaway Cay's Stingray Adventure de Disney Cruise Line, que se ofrece a pasajeros en la isla privada de Disney, Castaway Cay, son destinados directamente a DWCF. Además de las contribuciones corporativas directas, Disney paga todos los costos operativos y administrativos del programa, de modo que el 100% de las contribuciones de huéspedes se distribuyen a organizaciones de conservación y vida silvestre sin fines de lucro. Desde 1998, el fondo ha contribuido con más de \$8,5 millones a más de 450 proyectos alrededor del mundo.

DWCF apoya a programas que no solo recolectan información científica, pero que también comprometen a la comunidad en el estudio y la protección de la vida silvestre y de los hábitats en los ecosistemas marinos y terrestres. Por ejemplo, el fondo respalda al Centro de Investigación de la Tortuga Marina Archie Carr en el desarrollo de una estrategia de conservación de las tortugas marinas para las Bahamas; a Birdlife International en su esfuerzo para conservar al papagayo de Las Bahamas en la isla New Providence; y al Programa de Recuperación de la Iguana Jamaiquina, un esfuerzo colaborativo que involucra a organizaciones locales e internacionales.

Entre otros programas en destinos de cruceros que respalda DWCF en asociación con ONG locales e internacionales se encuentran los programas de la Corporación de Conservación del Caribe para la recuperación de las tortugas marinas laúd y carey en Playa Chiriquí, Panamá; la conservación y restauración de los arrecifes de coral y actividades de concienciación por parte de Reef Relief y del Instituto Perry para la Ciencia Marina en las Bahamas; y el re establecimiento del Centro de Educación e Interpretación Ambiental (CEIA) en el Centro de Rescate ARCAS en la región de Petén en Guatemala.

Fuente: Conservación Internacional (2006).

ecosistemas naturales que son la fuente principal de atractivo para los visitantes (Wesche y Drumm 1999; Ashley, Roe y Goodwin 2001). Esto mejora los beneficios económicos que reciben las comunidades lejanas y también conserva la biodiversidad.

Este capítulo incluye una selección de estudios de caso y referencias a estudios de caso que demuestran este fenómeno.

A continuación se describen otros ejemplos de SEM a nivel comunitario, esta vez en América Central, los cuales fueron extraídos de estudios de caso más amplios (véase el recuadro 9.12). Dos de las empresas son dirigidas por mujeres.

Mercados nicho

Una característica del crecimiento del turismo de naturaleza ha sido la diversificación de los productos y segmentos del mercado, que tiene como resultado el desarrollo de una variedad de mercados nicho, muchos de los cuales están creciendo rápidamente. Los datos acerca de su valor económico, especialmente a lo largo del tiempo, son por lo general bastante limitados. Más adelante se incluye una breve caracterización de varios de los segmentos de mercado nicho emergentes más económicamente importantes, para los cuales se cuenta con algunos datos disponibles. En general, estos mercados nicho generan empleo en áreas rurales y costeras lejanas y producen multiplicadores de ingresos más altos, ya que dependen más de los aportes locales y menos de las importaciones.

TURISMO DE AVENTURA

El turismo de aventura es un término amplio que agrupa a muchas actividades que implican una participación activa con la naturaleza. Aunque algunas categorías de nicho que se mencionan más adelante también podrían quedar bajo el marco del turismo de aventura, es importante considerar a este nicho en crecimiento como un todo para comprender mejor su potencial impacto. En el contexto de ALC, las actividades de aventura representan una gran parte de la diversidad de las ofertas de turismo en países como Costa Rica, Ecuador, Argentina y Chile, entre otros. El Índice de Turismo de Aventura (ATDI, por sus siglas en inglés) ofrece un ranking de países basado en los principios del turismo de aventura sostenible. Este índice busca medir el potencial de un país para ser centro de un mercado de viajes de aventura. Algunos de los criterios que se utilizan en el ATDI para medir el potencial de un país se relacionan directamente con el estado del medio ambiente natural, con índices que miden los recursos naturales de un destino, el desarrollo sostenible, la imagen, y los recursos de turismo de aventura. Desafortunadamente, muchos países de la región de ALC tuvieron puntajes relativamente bajos, debido, en parte, a problemas de imagen en relación con los ambientes naturales, así como con la gestión deficiente de los recursos naturales. De los países de ALC, solo Chile está clasificado en los

Recuadro 9.11. El efecto Chalalán y turismo comunitario SEM en Bolivia

El Chalalán Ecolodge es una empresa comunitaria¹ que ofrece una amplia variedad de programas y actividades para el placer y el aprendizaje a profundidad acerca del bosque tropical, bajo la guía de personas indígenas locales. La empresa Chalalán está compuesta por 74 familias², quienes son beneficiarios directos de las ganancias de la empresa.

El albergue, ubicado dentro del Parque Nacional Madidi, y con capacidad de alojamiento para 28 personas, representa un nuevo modelo de empresa comunitaria que, desde sus inicios, ha integrado los aspectos medioambientales al diseño y a la operación del albergue. El mismo adoptó el estilo de construcción indígena por medio del uso de materiales disponibles localmente, tiene un sistema de gestión de aguas residuales que utiliza procesos naturales, además, gran parte de la electricidad que se consume se genera gracias a paneles solares, lo que minimiza el consumo de combustibles fósiles. Los senderos y las instalaciones de apoyo se diseñaron cuidadosamente, sobre la base de estudios de la biota en el área, los recorridos se llevan a cabo en grupos de seis personas, con guías que controlan el estado de la biodiversidad del área.

La empresa realiza transferencias a la comunidad, que ascienden a un promedio anual de \$20.000, aproximadamente un 55% de sus gastos operativos. Además de las transferencias directas que Chalalán realiza como donativos, contribuciones y dividendos, la comunidad se beneficia de la venta de bienes y servicios al albergue. Entre los principales artículos que generan ingresos se encuentran las artesanías, los materiales de construcción para el alberge, y los servicios que se proporcionan a la compañía, todo lo cual se calcula en un total de \$28.860 anuales.

El impacto económico local de las operaciones de Chalalán en la región es importante. En promedio, los albergues en Rurrenabaque, el pueblo de entrada de turistas, recibieron anualmente \$30.000, entre 2000 y 2006, las aerolíneas facturaron a sus huéspedes \$650.000 en transferencias, y en el mismo período, las agencias de viajes ganaron \$20.000 en comisiones. Las contribuciones de impuestos se calculan en aproximadamente \$105.000.

La protección de la biota, la piedra angular de la empresa, ha disminuido la presión en el bosque de la región. Esto se puede apreciar debido al fin de la extracción de especies de árboles comercialmente valiosos (caoba y credos) en el área. El alto nivel de conservación alcanzado en la esfera de influencia del albergue se vincula al impacto socioeconómico que ejerce la compañía sobre la población de la comunidad, y al nivel de conciencia ambiental que alcanzaron aquellos que se beneficiaron directa o indirectamente de los flujos económicos generados por Chalalán. Esta conciencia se refleja en acciones tales como el control regular de la flora y fauna por parte de los guías locales. Gracias a tales iniciativas de conservación ha sido posible reintegrar especies tales como el mono araña negro, el pecarí de labio blanco y otros mamíferos amenazados.

La empresa comunitaria realiza otro tipo de contribuciones. Por ejemplo, la empresa desempeñó un papel clave para que se alcanzara el reconocimiento de los derechos de tierras y desempeña un papel importante en la planificación económica del territorio. Entre sus otros aportes, Chalalán fomentó el suministro de agua regular en la comunidad, ayudó a construir puestos de salud, otorgó préstamos de salud, facilitó la construcción de una escuela, impulsó la capacitación en el idioma inglés y ayudó a implementar acuerdos interinstitucionales beneficiosos para la comunidad. Dada la naturaleza social de la compañía, la comunidad considera que Chalalán permitió mejoras en los estándares de vida como un todo, y en consecuencia, muchas familias que habían emigrado a otros lugares regresaron. Las mejoras en salud, educación y acceso a servicios básicos implican un importante valor económico debido a que mejoran las capacidades productivas y de aprendizaje de los habitantes y facilitan la integración de agentes económicos a los mercados regionales y nacionales, todo bajo mejores condiciones.

El éxito económico de Chalalán se atribuye a tres factores principales. La disponibilidad de capital financiero ayudó a respaldar a la empresa en los frentes técnicos y financieros, a desarrollar capacidades de autogestión y a llenar varias vacíos, que limitaban el acceso al mercado. El capital social existente en la comunidad ayudó a asimilar una visión de empresa sin perder la identidad local. El Parque Nacional Madidi proporcionó capital natural, un elemento sin el cual la empresa de Chalalán no sería posible.

Preparado por Alfonso Malky, Conservation Strategy Fund (CSF).

¹ Chalalán Sociedad Anónima es una corporación propiedad de los habitantes de la comunidad de San José de Uchupiamonas, localizada dentro del Parque Nacional Madidi, que comenzó a operar en el año 2000.

² Actualmente, viven 100 familias en San José de Uchupiamonas.

Recuadro 9.12. Tres casos de SEM a nivel comunitario

Ambras en El Salvador¹

En Jujutla, El Salvador, la Asociación de Desarrollo Comunal Mujeres de Barra de Santiago (AMBAS) es un ejemplo interesante del cambio del modelo BAU al modelo SEM en el uso de SE, que considera al turismo como una actividad económica de integración y generadora beneficios para la comunidad local.

Con el apoyo de PNUD, AMBAS ha llevado a cabo un proceso de recuperación de su capital natural y un cambio en su explotación de los recursos de la biodiversidad en la zona de amortiguamiento del Área Natural Protegida Barra de Santiago, en la cual el turismo se ha transformado en el eje central del sustento de los miembros.

Como resultado del proceso, se han recuperado los manglares del área, las poblaciones de peces y moluscos han aumentado y se ha diversificado el sustento, generando opciones económicas e incrementando en \$500 el ingreso mensual de las familias involucradas, todo esto sin poner en peligro la calidad de los ecosistemas y la biodiversidad de los cuales dependen sus actividades económicas. El turismo se encuentra entre las innovaciones, y genera un 38% del incremento total de los ingresos.

Barra de Parismina en Costa Rica²

La asociación comunitaria Asociación Salvemos a las Tortugas de Parismina (ASTOP) creó un programa de investigación y protección de las tortugas marinas en el área de Parismina, Costa Rica. Estas

actividades han creado un flujo de turistas, más específicamente voluntarios, que ha comenzado a diversificar la economía local, en una demostración de cómo una comunidad puede beneficiarse de la conservación de una especie carismática, pero antes poco valorada. Este proyecto ha probado ser beneficioso para muchas partes interesadas. Una evaluación del proyecto hecha por el Programa de Pequeñas Donaciones (PPD/Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) refleja las oportunidades de negocios creadas para cerca de 70 familias en la comunidad. El proyecto además permite el fortalecimiento de la capacidad de investigación y protección de ASTOP, y la mejora de sus capacidades técnicas y financieras de gestión.

Isla de Chira en Costa Rica³

En la Isla de Chira, Costa Rica, la Asociación de Damas demuestra que el desarrollo del turismo sostenible puede energizar las comunidades locales y crear condiciones más sostenibles para las mujeres a través de la generación de ingresos familiares.

Al utilizar los atractivos de la isla, la Asociación de Damas de Isla de Chira ha creado programas para visitantes y un albergue, La Amistad, producto del cual crean oportunidades que generan ingresos en forma directa e indirecta para aproximadamente 25 familias. Estas actividades han aumentado las ganancias en un 200% para las familias que están directamente comprometidas en el negocio, y en un 30% para aquellas familias que están involucradas indirectamente. Este éxito resulta de un fortalecimiento de los eslabones horizontales de la cadena de valor. El éxito del negocio ha llevado a que la comunidad proteja una parte del bosque de la isla y los manglares donde llevan a cabo recorridos guiados.

¹ Guzmán (2010).

² Calderón (2008).

³ Alpizar y Villalta (2008).

10 mejores países en 2010 (Adventure Travel Development Index). Esto refuerza una de las conclusiones principales de este capítulo: el crecimiento actual y el potencial a largo plazo del turismo en ALC se debilita debido a una falta de comprensión acerca de la contribución de la biodiversidad y los SE saludables para el sector.

Es ampliamente reconocido que el mercado de aventura es un gran escenario creciente del turismo, una parte emergente del mercado de nicho turístico. Con actividades populares, tales como el montañismo, senderismo, paseos en balsa, etc., los recursos naturales de calidad son un requisito esencial para un destino que busque explotar este mercado. Existen pocos estudios que cuantifiquen el tamaño y alcance de este sector en desarrollo. Han comenzado a

surgir nuevas investigaciones, como un estudio reciente realizado por la Asociación de Turismo de Aventura, Xola Consulting, y la Universidad George Washington, enfocado en tres importantes mercados generadores de turismo: Europa, América del Norte y América Latina, los cuales representan un 70% de las partidas de turismo internacional. El estudio encontró que el mercado de aventura, incluido el turismo de aventura leve y el de aventura extrema, representa aproximadamente \$52.000 millones anuales en gastos a nivel global, sin incluir los costos de equipo. Los participantes en viajes de turismo de aventura leve probablemente gastaron \$250 más por viaje que los turistas que participaron en otras actividades de turismo más tradicionales (Universidad George Washington, Asociación de Turismo de Aventura y Xola Consulting 2010).

Recuadro 9.13. Un estudio de caso de turismo de tortugas en Brasil y México

En las áreas tropicales y subtropicales de ALC, los proyectos de ecoturismo de tortugas han aumentado en años recientes, a medida que los turistas buscan una experiencia práctica en la conservación de las tortugas. Un estudio reciente examinó el impacto de los proyectos de conservación de las tortugas en México y Brasil. Un medio para las tortugas de obtener los SE que necesitan, resultó también ser un medio de satisfacer las necesidades de estas poblaciones rurales.

El siguiente cuadro compara los indicadores sociales en los pueblos de Mazunte y Praia do Forte, antes y después de los proyectos de las tortugas. Antes, los hogares no tenían acceso a agua potable, electricidad, establecimientos de salud ni escuelas. Los proyectos de las tortugas mejoraron significativamente el bienestar de los hogares. El ingreso promedio de la familia aumentó en un 17% en Mazunte y más del doble en Praia do Forte. Se logró el acceso universal al agua transportada por tubería en Mazunte, y un 95% de cobertura en Praia do Forte. Allí mismo se inauguró un hospital y en

Mazunte una clínica. En cada pueblo se inauguraron tres escuelas. La alimentación y la nutrición también mejoraron.

El valor de los espacios arrendables y de las parcelas aumentó significativamente. Por ejemplo, un espacio comercial de 60m² en Praia do Forte, se podía arrendar por cerca de \$600 en 1999, mientras que para 2007, el mismo espacio costaba \$3.000. En Mazunte, una parcela de 2.000m² se vendía por cerca de \$4.000 en 1999, pero en 2008 un pedazo de tierra del mismo tamaño, se vendía por cerca de \$21.000. Los miembros de la comunidad se han integrado al ecoturismo ofreciendo alojamiento, comida y entretenimiento. Antes de los proyectos de las tortugas, ambos pueblos se encontraban aislados y dependían de la caza de tortugas y del cultivo de una o dos cosechas. La experiencia de estos pueblos muestra que las iniciativas de ecoturismo local bien diseñadas pueden reducir la pobreza. Actualmente la pesca es menos rentable, pero ya no amenaza a las tortugas marinas y además garantiza un ingreso y alimento adicional. A través de la capacitación y creación de capacidad, las comunidades locales pudieron pasar de una subsistencia básica a una economía exitosa, orientada al servicio.

Cambios en los indicadores sociales y económicos clave como resultado del turismo de tortugas

Mazunte, México (población, 2.000)					
	Ingreso familiar	Agua transportada por tubería	Electricidad	Salud	Escuelas
Antes de la conservación (1999)	\$600	0 hogares	0 hogares	0	0
Después de la conservación (2008)	\$700	1.000 hogares (100%)	1.000 hogares (100%)	1 clínica	3 (K-12)
Praia do Forte, Brasil (población, 5.600)					
	Ingreso familiar	Agua transportada por tubería	Electricidad	Salud	Escuelas
Antes de la conservación (1999)	\$300	0 hogares	0 hogares	0	0
Después de la conservación (2007)	\$900	1.900 hogares (95%)	2.000 hogares (100%)	1 hospital	3 (K-12)

Fuente: Fleischer (2009).

Datos recopilados por el autor; la Comisión Federal de Electricidad (CFE); el Departamento de la Municipalidad de Santa María Tonameca, en Mazunte; y la Compañía de Electricidad de Bahía (Coelba) y la Empresa de Agua y Saneamiento de Bahía (Embasa), en Praia do Forte.

OBSERVACIÓN DE AVES

La observación de aves es probablemente el mayor segmento del turismo de naturaleza, basado en la vida silvestre, con grandes cantidades de turistas europeos y norteamericanos que viajan a los trópicos a observar aves como una razón principal o importante para viajar a su destino. A nivel global, un estudio descubrió que el turismo relacionado con las aves atrajo a aproximadamente 78 millones de viajeros, con impactos económicos que alcanzan los \$78.000 millones para las economías de los países que visitaron (Filion et al. 1992). En América del Norte, la observación de aves continúa ganando adeptos. Aunque se considera que la mayoría de los observadores de aves realizan esa actividad desde su patio trasero, entre 2001 y 2006 hubo un aumento de 8% de los individuos que viajaron para observar aves (US Fish and Wildlife Service 2009).

Aunque es un nicho de rápido crecimiento, sorprendentemente hay muy pocos datos económicos acerca de la observación de aves. Varios estudios de ciertos países ofrecen una mirada al impacto económico que puede tener el turismo relacionado con las aves. El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos calcula que en 2006 los turistas estadounidenses gastaron aproximadamente \$12.000 millones en viajes de observación de aves, con un 57% de dichos gastos hechos en alimentación y albergue, un 35% en transporte y un 7% para cubrir otros costos como guías y tarifas de los usuarios. Se calcula que el mismo grupo gastó más de \$24.000 millones en equipos, principalmente antes de viajar. La observación de aves también tiene un impacto muy positivo en el empleo y los ingresos fiscales (US Fish and Wildlife Service 2009). Un estudio en la reserva del bosque nuboso de Monteverde, Costa Rica, mostró gastos directos de \$18 millones en 2006, provenientes de personas que visitan el lugar para ver una de dos carismáticas especies: el deslumbrante quetzal y el campanero. Esto representaba un 28% de todo el gasto de turismo en ese destino (Allen, Lines y Hamilton 2008).

BUCEO

Igual que la observación de aves, el buceo es un enorme segmento de mercado que depende abrumadoramente de una biodiversidad saludable, en este caso, los arrecifes de coral. Actualmente, el número de certificaciones de buceo emitidas por la Asociación Profesional de Instructores de Buceo (PADI) —quien certifica a más de la mitad de los buzos a nivel mundial— es de más de un millón de personas al año y más de 10 millones en total. El crecimiento del turismo de buceo en el Caribe continuará, pero el nivel que se alcance antes de 2015 podría disminuir entre un 2% y un 5%, producto de la degradación de los arrecifes de coral, lo que costaría a la región aproximadamente entre \$100 millones y \$300 millones por año (Agard y Cropper 2007).

Un número aproximado de 15 millones de inmersiones sucede fuera de Florida cada año, la mitad de estas suceden dentro de áreas marinas

protegidas (AMP). Solo un 25% de las AMP que contienen arrecifes de coral cobran una entrada o tarifa, que por lo general es de entre \$2 y \$3, por inmersión o por buzo (Green y Donnelly 2003). Los ingresos que generan estas tarifas se calculan entre \$1 millón y \$2 millones anuales, pero el potencial para generar ingresos no se ha desarrollado totalmente. Se podría cubrir una parte importante del costo de la conservación de los arrecifes regionales si las tarifas se aplicaran en forma más generalizada.

OBSERVACIÓN DE BALLENAS

La observación de ballenas ha aumentado drásticamente a medida que aumentan las actividades de turismo de naturaleza. En 1998, la observación de ballenas se realizó en 492 comunidades de 87 países. Más de 9 millones de turistas gastaron más de \$300 millones en gastos directos y más de \$1.000 millones en total. Las cifras de observadores de ballenas aumentaron durante la década de 1990 en un promedio de 12% anual, mientras los gastos aumentaron en un 18% (Hoyt y Hvenegaard 2002). Baja California (más de 5 millones), República Dominicana (\$5,2 millones), Las Bahamas (\$3 millones) y Dominica (\$1 millón) tienen las mayores operaciones de observación de ballenas en ALC.

BUCEO Y ESNÓRKEL CON TIBURONES BALLENA

Es un fenómeno relativamente nuevo en lugares específicos, especialmente a lo largo del Arrecife Mesoamericano, donde las actividades se han desarrollado en respuesta al control y la investigación enfocados en la pesca. A medida que se localizan importantes agrupaciones de desove (SPAG, por sus siglas en inglés) de peces e invertebrados en el tiempo y espacio, se ha descubierto que los tiburones ballena y otras especies son atraídos si se los alimenta, lo que por consiguiente crea un atractivo turístico predecible para un segmento creciente del mercado.

En el caso de una ubicación SPAG fuera de la costa de Belice en Gladden Spit, el SPAG, un recurso pesquero valiosísimo, ha sido protegido a través de la creación de un AMP. El turismo relacionado con el tiburón ballena se ha desarrollado como una fuente de fondos para el AMP, así como de empleos alternativos para pescadores locales. Un estudio reciente establece el valor total de uso del área en más de \$1,2 millones por año, principalmente provenientes del turismo (Hargreaves-Allen 2009).

OBSERVACIÓN DE TORTUGAS

Desde que comenzó este tipo de ecoturismo en la década de 1980, la actividad se ha vuelto cada vez más popular. Actualmente, aproximadamente 175.000 personas realizan recorridos relacionados con las tortugas marinas a más de 90 lugares en más de 40 países. De

acuerdo con un estudio de la WWF, el turismo relacionado con las tortugas atrae casi el triple del dinero del que se obtiene en la venta de productos de tortuga (WWF 2004). Este informe señala que la disminución de las poblaciones de tortugas marinas pone en riesgo los empleos, el turismo y las economías costeras, especialmente en países en vías de desarrollo, dos tercios de los cuales poseen tortugas marinas.

El estudio global de la WWF comparó los ingresos generados por la matanza de tortugas o la recolección de sus huevos con la que se genera a partir del turismo en un total de 18 lugares en África, Asia, América Latina, y el Caribe. En nueve lugares, donde las tortugas se capturan por su carne, huevos y caparazones, el ingreso anual debido a estos productos fue de \$582.000, mientras en nueve lugares donde las tortugas son una atracción turística, el promedio de ingresos anuales fue de \$1,7 millones, casi tres veces mayor. En el lugar más grande y establecido en el Parque Nacional Tortuguero, en Costa Rica, se obtienen \$6,7 millones anualmente por el turismo relacionado con las tortugas marinas.

El establecimiento de una nueva empresa de ecoturismo en 2003, alrededor del Parque Nacional Tortuguero, generó ingresos para la comunidad de Gandoca. El pueblo de Gandoca, ubicado a 125 km del parque, en colaboración con la ONG ANAI y el Ministerio de Medio Ambiente estableció un programa voluntario. Los voluntarios pagan para participar en el proyecto de conservación y para trabajar junto a investigadores de tortugas. Los voluntarios se hospedan en el campamento del proyecto o en un alojamiento que se proporciona localmente y, además, contribuyen a la economía local al pagar los alimentos, el transporte y las compras misceláneas. Antes de la participación de la comunidad, el 95% de todos los huevos que depositaban las tortugas laúd se recolectaban ilegalmente. Sin embargo, en 2003, solo se recolectó ilegalmente un 2% de los nidos. Ese mismo año, el ingreso que Gandoca recibió del proyecto se calculó en \$92.300, lo que representa un ingreso por huevo 6,8 veces mayor que el de las ventas en el mercado negro (Troëng y Drews 2004).

PESCA DEPORTIVA

Este es un mercado nicho extremadamente importante en términos de tamaño, valor e impactos en los ecosistemas de agua dulce y

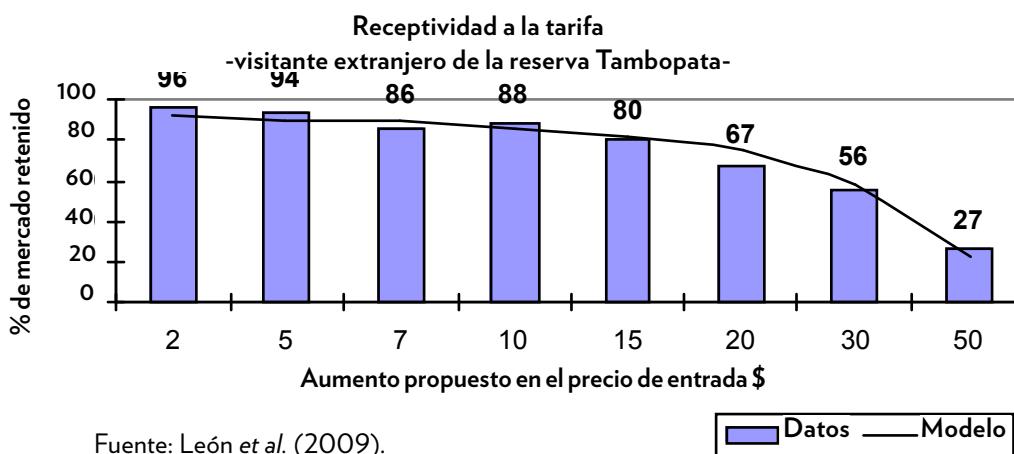
marinos. Actualmente, mucha de esta actividad no se puede considerar como SEM, aunque existe un interés creciente en las prácticas de captura y liberación, las que, potencialmente, podrían dar origen a un modelo de pesca sostenible.

En Pantanal (Brasil), el valor de la pesca recreativa se evaluó mediante el uso del método del costo del viaje para estimar el excedente generado por el consumidor de la pesca recreativa; los valores oscilan entre \$541 a \$870 por viaje, lo que da como resultado un nivel estimado de bienestar social total que oscila entre \$35 a \$56 millones. El estudio demostró el valor relativamente alto de la pesca recreativa en el Pantanal (Shrestha *et al.* 2002). La pesca recreativa ya constituye una actividad económica importante en los diversos ríos de la región y un mecanismo alternativo de generación de ingresos, que actualmente compite con la pesca comercial y con la de subsistencia. Aunque es solo parte del valor general de los recursos y SE dentro del Pantanal, el valor de la pesca recreativa provee una alternativa creciente, una actividad de no-consumo (a través del ecoturismo y la pesca de captura y liberación) y un sobreprecio inusual en el sector de la pesca comercial. Las estrategias de gestión necesitan atraer más turistas de naturaleza y permitir a las personas locales captar estos beneficios.

Una comparación de la pesca deportiva entre Las Bahamas y Belice demostró que este es un mercado nicho muy importante en términos económicos, dañado con las prácticas BAU, pero susceptible de manera positiva a

los enfoques SEM. El beneficio económico total de la pesca en los llanos de Las Bahamas es cercana a los \$141 millones anuales (The Bahamian Flats Fishing Alliance 2010). Sin regulaciones efectivas vigentes, existe preocupación por la capacidad del sector pesquero en Las Bahamas de mantener los SE que garantizan tasas de captura sostenibles. La captura ha disminuido en un 75%, de 20 pescados/día a 5-6 por día. Los grandes centros vacacionales, los albergues de pesca y otras instalaciones, se agrupan en una misma área, lo cual aumenta drásticamente la presión sobre los recursos pesqueros cercanos. En Las Bahamas existe una creciente preocupación con respecto al impacto negativo sobre la calidad del agua, la eliminación de desechos y la escorrentía, al igual que sobre la destrucción del hábitat del recurso pesquero; provocados por los complejos inmobiliarios y centros vacacionales que despejaron docenas de acres de manglares y llenaron humedales. Aún peor, algunas empresas que

Figura 9.6. Ejemplo de receptividad del visitante del aumento de la tarifa de entrada a un área protegida de Perú



luego cerraron, dejaron el área sin desarrollarse parcial o totalmente, y con problemas de erosión y degradación del hábitat.

En Belice, la pesca en los llanos genera \$56 millones para la economía de Belice. En todos los lugares en los cuales existe conciencia sobre la relación entre la salud de la biodiversidad y los ingresos por el turismo, se ha implementado una política de captura y liberación para la pesca deportiva, de manera que, cada captura de macabijo, palometa o sábalo debe ser devuelta a su hábitat natural (Fedler 2008). Con la política de captura y liberación implementada, se anticipa que esta pesca deportiva de alto valor será completamente sostenible (Mason 2010).

del agua residual (y al mismo tiempo reducir costos). La iluminación de bajo consumo es cada vez más común en los grandes hoteles. Las aerolíneas están incorporando aviones más eficientes en materia de combustible. Los cruceros han adoptado estándares para controlar la descarga de desechos en áreas cercanas a los arrecifes de coral. En el aspecto cultural, el crucero más grande del mundo, *Oasis of the Sea* de Royal Caribbean, lanzado recientemente, que transporta a 6.300 pasajeros y una tripulación de 2.165 personas, tiene un personal de servicio que se presenta a sí mismo con su nombre y país de origen, en un esfuerzo por distinguir su producto, lo cual responde al creciente interés del mercado en la dimensión del intercambio cultural de la experiencia vacacional y asigna un mayor valor a los recursos humanos encargados de prestar servicios turísticos (Adams 2009). No está claro cuánta importancia se debe asignar a la acumulación de este tipo de refinamientos en el modelo recreativo masivo básico en términos de transformación de BAU a SEM, pero la distancia se acorta.

9.7 COSTOS DE LA TRANSICIÓN DE BAU A SEM

No se dispone de muchos datos sobre los costos financieros de la transición de BAU a SEM; obviamente los costos difieren enormemente de acuerdo con la situación. Sin embargo, en los casos en que la transición ofrece una reducción de los costos operativos o una postura más competitiva sin costo adicional, se han estado incorporando muchos elementos del modelo SEM al modelo de turismo BAU recreativo tradicional.

Cambio incremental y rentable

Por ejemplo, actualmente las cadenas de hoteles estimulan a los huéspedes a reutilizar las toallas y sábanas durante varios días como una forma de reducir el consumo de agua, detergente, y volumen

Ejemplos de turismo de naturaleza

Estudios realizados en Ecuador (Rodriguez et al. 2008) y Perú (Leon et al. 2009) muestran que el turismo es evidentemente la mayor fuente de fondos autogenerados para los sistemas de parques de estos países, a pesar de que solo captan una pequeña parte de los ingresos potenciales del turismo. Aunque los países en la región poseen una ventaja comparativa en el creciente sector del turismo de naturaleza, también queda claro que este sector necesita ser bien gestionado (Drumm y Moore 2005). Si esto se lograra, los turistas internacionales y nacionales han mostrado una disposición a pagar más por el turismo SEM enfocado en la naturaleza de lo que actualmente se cobra (figura 9.6) (Rodriguez et al. 2009; Leon

et al. 2009). También existe un gran interés de los consumidores por una transición de BAU recreativo a SEM: dos grandes agencias de viajes europeas se movilizaron para lanzar una nueva marca de productos turísticos sostenibles, después de llevar a cabo una investigación entre los clientes que determinó que un 96% de los turistas de verano se preocupan por la protección del medio ambiente y la vida silvestre local en los centros vacacionales que visitan y un 83% desea información sobre vacaciones más ecológicas de su operador turístico (Travelmole 2010b).

CENTROS DE NATURALEZA AUTOFINANCIADOS

Para cubrir los costos de transición de BAU a SEM en el turismo de naturaleza de las áreas protegidas, es esencial ajustar los mecanismos de generación de ingresos para captar los ingresos que actualmente se pierden. Estos costos han sido identificados en estudios realizados en Ecuador y en Perú; los cuales incluyen cinco elementos principales de capacidad de gestión del visitante, que generalmente no están presentes en las áreas protegidas de ALC.

La figura 9.6 sugiere que los visitantes están dispuestos a apoyar el costo de esta transición. Por ejemplo, la información muestra que el 80% de los turistas extranjeros estarían dispuestos a pagar \$15 más por la entrada a la reserva Tambopata (hay distintos niveles de precios, pero esto sería cerca del doble de la cantidad promedio que se cobra actualmente). La receptividad del visitante al precio se repite en varias áreas protegidas en Ecuador y Perú, y probablemente ocurra lo mismo en la mayoría de los sistemas de parques en ALC, lo que sugiere la escala de ingresos adicionales que se podrían generar para apoyar la transformación de la gestión de la reserva a SEM.

A menudo estas inversiones son altamente rentables. Por ejemplo, la reserva Eduardo Avaroa, en las montañas de los Andes, es el área protegida más visitada en Bolivia, ya que recibió a más de 80.000 visitantes extranjeros en 2009. Si se introdujera una capacidad de gestión de turismo básica que cambiara el área protegida de BAU a SEM, además de la capacidad de registrar a los visitantes, cobrar tarifa y proporcionar protección, interpretación e infraestructura básica, tendría un costo anual calculado de solo \$105.000. La introducción de un mecanismo que genera ingresos, un precio de entrada en este caso, actualmente moviliza ingresos por sobre los \$250.000 al año.

En 1992, al implementar una tarifa de usuario de \$10 en forma de etiqueta anual de buceo, el Parque Nacional Marino de Bonaire, se convirtió en la primera área marina protegida completamente autofinanciada en el Caribe. Estos arrecifes continúan entre los más saludables de la región, a pesar de recibir 38.000 visitantes al año, ya que los ingresos generados por el turismo son más que suficientes para cubrir los costos de las prácticas SEM (STINAPA; Parsons y Thur 2008).

Recuadro 9.14. Beneficios y costos de SEM según lo definido por la certificación

Un estudio de Rainforest Alliance demostró que entre 14 hoteles en Costa Rica, Nicaragua, Belice, Guatemala y Ecuador, 71% redujeron sus costos operativos y mejoraron las ganancias como resultado de la certificación. Esto lo lograron a través de varias medidas. Todos disminuyeron el consumo de agua y ahorraron un promedio de \$2.700 al año. Casi todos bajaron el consumo de energía, aunque varios hoteles aumentaron sus operaciones; el ahorro anual fue en promedio de \$5.300. La reducción de la producción de desechos sólidos mediante la reutilización de materiales generó un ahorro anual de cerca de \$3.600.

En casi todos los hoteles declararon que su apoyo a la conservación de la biodiversidad los hizo más atractivos en el mercado y mejoró su competitividad. El costo de los hoteles para obtener la certificación fue de entre el 1% y el 3% del costo de operación.

Dado el crecimiento actual y el proyectado para el turismo SEM de naturaleza, las áreas protegidas ALC se encuentran en excelente posición para aumentar los ingresos y financiar los costos del cambio de BAU a SEM con el aumento de ingresos, aumentando al mismo tiempo su atractivo para el mercado.

Ejemplos de turismo recreativo

Los datos arriba señalados indican que, en general, la industria del turismo recreativo ha comenzado a tomar medidas para abordar la necesidad de cambiar de prácticas BAU a prácticas SEM. En este punto, la mayoría de estas medidas de transición disminuyen los impactos medioambientales negativos y reducen los costos operativos, y de esta forma aumentan la rentabilidad. IHG, la cadena de hoteles más grande del mundo, indica haber ahorrado \$50 millones como resultado de su programa Green Engage y estima que este podría llegar a generar \$200 millones de ahorro en sus 4.000 hoteles (IHG 2009).

Cambiar totalmente a las prácticas SEM requeriría un esfuerzo mayor, pero muy factible. En el contexto del turismo recreativo, los estudios realizados por Rainforest Alliance estiman que el costo de inversión de los hoteles para implementar mejores prácticas es de alrededor del 1% al 3% de los costos de operación (véase el recuadro 9.14). Los programas de certificación permiten que esta inversión se utilice como ventaja comercial y constituye uno de los principales medios para realizar la transición.

CERTIFICACIÓN

Un segmento creciente de SEM en el turismo recreativo, al igual que en turismo de naturaleza, está formado por empresas que se han esforzado y logrado la certificación de sostenibilidad y uso de mejores prácticas. Las etiquetas ecológicas son un mecanismo voluntario para que la empresa privada muestre responsabilidad por el medio ambiente. También pueden contribuir a alentar a las empresas de turismo a cumplir a cabalidad con la legislación existente. Más de 100 programas de etiquetas ecológicas y de certificación ofrecen logotipos, sellos de aprobación o premios diseñados para demostrar prácticas de turismo ambientalmente superiores (WTO 2002).

Actualmente, la penetración de la certificación ecológica en la región es escasa: menos de un 1% de las empresas de turismo participa en los planes de certificación. Sin embargo, en aquellos destinos que se han comprometido con el turismo sostenible, la participación es mayor. Por ejemplo, en 2008, en Costa Rica, 161 de 2.595 hoteles y albergues (6,2%), fueron certificados o comenzaron a implementar mejores prácticas. El crecimiento del número de empresas certificadas es alto, y se duplicó en Costa Rica entre 2005 y 2009, con un promedio anual de 20 empresas certificadas recientemente. En Ecuador, en 2008, de un total de 3.213 hoteles y albergues, 95 (3%), participaron en estos programas; de igual forma, en Guatemala, 63 de 2.574 posadas (2,5%), formaron parte de iniciativas de turismo sostenible (Rainforest Alliance 2010). Además, Green Globe 21, una certificadora importante de turismo recreativo, ha certificado 122 hoteles y dos destinos en la región a partir de 2009, con México, Jamaica y Barbados como líderes en cuanto a la cantidad de hoteles certificados. Esta tendencia resulta prometedora para lograr una masa crítica, por medio de la cual el mercado, los gobiernos y la industria llegarán a un punto clave para garantizar una posición competitiva y reducir la huella medioambiental de la industria.

Existe abundante evidencia de que adoptar medidas respetuosas con el medioambiente, puede ahorrar cantidades importantes de dinero para las cadenas de hoteles, al igual que aumentar el perfil y la demanda del mercado. Hoteles Scandic, con 158 hoteles en Europa, es un ejemplo importante de una cadena que ha pasado exitosamente de un sistema BAU a un sistema SEM, ahorrando más de 18 millones de euros al adoptar un uso más eficiente de la energía, el agua y los desechos (Hoteles Scandic 2010). Hoteles Kimpton en los Estados Unidos, estima que 18% de sus clientes elige alojarse con ellos por su compromiso con SEM (Hoteles Kimpton 2010).

La región de ALC no ha presentado un avance tan acelerado en el desarrollo de opciones de hoteles que atraigan a este creciente segmento del mercado.

Aún no está claro hasta qué grado la industria continuará invirtiendo para cambiar las operaciones BAU a SEM, más allá de las medidas de ahorro de costos, y hasta dónde tales inversiones podrían satisfacer la demanda emergente de mayor sostenibilidad y llevar, de este modo, a la etapa de rejuvenecimiento, según lo descrito en las figuras 3 y 4, aumentando las ganancias por visitante. El modelo recreativo

depende de ganancias de gran volumen y margen bajo, el cambio de BAU a SEM por la opción de rejuvenecimiento necesita considerar el mejoramiento de la infraestructura y de las operaciones existentes, y a su mantener una ventaja competitiva en comparación con las nuevas empresas que buscan a SEM por diseño. Los nuevos planes para la industria hotelera analizados anteriormente comienzan a considerar este último, pero será necesario un paradigma más grande para abordar lo anterior. Si las sensibilidades del mercado continúan reflejando esta actual tendencia, lo cual es probable, entonces los gigantes de la industria podrían necesitar actuar rápidamente para mantener su éxito pasado.

El TIM es alto cuando un dólar adicional de un turista estimula la producción a varios niveles dentro de la economía local.

9.8 BENEFICIOS ECONÓMICOS NETOS DE SEM

En el largo plazo, el turismo sostenible de naturaleza tiene el potencial de proporcionar experiencias e interacciones únicas con la naturaleza y las sociedades locales que, a su vez, nutren y facilitan un mayor aprecio por la conservación de la biodiversidad y la cultura. El enfoque SEM puede generar recursos financieros indispensables para fomentar los esfuerzos de conservación, al igual que beneficios económicos para las personas locales. El país que es indicador clásico de la demanda emergente de turismo de naturaleza SEM es Costa Rica. Las llegadas internacionales en Costa Rica se duplicaron en 1992, luego de que el país introdujera un programa de marketing que lo promovía como un destino ecoturístico (ILMB de Canadá) en 1996, y el 66% de todos los turistas indicaron que habían visitado un área protegida durante su estadía.

En el modelo recreativo de mayor volumen que predomina en la mayor parte de ALC, las cadenas de hoteles, aerolíneas y líneas de cruceros tienen una influencia muy grande sobre la legislación en los países destino. Si los gobiernos de los países destino anticiparan con

mayor eficacia la demanda del mercado por una mayor sostenibilidad, podrían estructurar mejor sus planes de desarrollo de turismo para este propósito. Evaluaciones de impacto medioambiental más rigurosas, mayor creación de capacidad para los funcionarios de gobierno y mayor coordinación entre los organismos públicos con el sector privado y entre los destinos, pueden preparar mejor a un destino para participar de manera productiva en la industria y acelerar la transición de BAU a SEM. Los países, los destinos y las empresas que se rezagan podrían perder competitividad en un contexto cambiante de las preferencias del mercado.

A los países, SEM les ofrece una gama de beneficios económicos, entre otros, la mejora de los multiplicadores de ingresos, oportunidades para nuevos ingresos tributarios, inversión extranjera y una mejora en la equidad para las comunidades rurales y costeras.

MULTIPLICADORES DE INGRESOS DEL TURISMO⁴⁷

Un indicador importante de los beneficios de SEM son los multiplicadores de ingresos del turismo (TIM, por sus siglas en inglés). Este indicador expresa el ingreso adicional total que se acumula para las personas en el destino por cada unidad de gasto turístico adicional. El TIM es alto cuando un dólar adicional de un turista estimula la producción a varios niveles dentro de la economía local (por ejemplo, la compra de una comida crea una demanda a lo largo de una cadena de suministro bien desarrollada: camareros, cocineros, almaceneros, transportistas, agricultores, productores de insumos agrícolas, fabricantes de tractores, camiones e implementos para cocina, productores de acero, minas, etc., al igual que servicios de comida, vivienda, educación, salud y otros aportes a la fuerza laboral en cada nivel). Los TIM son bajos cuando la demanda turística es satisfecha por las importaciones de las economías exteriores. Estos multiplicadores tienden a ser más altos para el turismo SEM que para el BAU. Los turistas SEM tienden a consumir más productos y servicios locales ya que estos caracterizan a los productos SEM y los distinguen de BAU, por ejemplo, el turismo comunitario que coincide mucho con SEM, también tiende a tener TIM altos (Drumm 1990).

Un ejemplo interesante es el de Dominica, que en un comienzo tenía un gran multiplicador de turismo para ser un destino del Caribe, calculado en 2,1 en 1990 (Weaver 1991). En 2000, las fugas de ganancias de la economía de Dominica aumentaron notablemente y el efecto multiplicador disminuyó consecuentemente a 1,45. La razón principal de esta fuga fue que una mayor cantidad de ganancias salían del país (ya sea por un importante aumento de propiedades extranjeras en las instalaciones turísticas, cuyos dueños repatriaban las ganancias; o porque dueños locales invertían sus ganancias en el extranjero) (Cater 1996). Además, esta disminución en el multiplicador de ingresos parece coincidir con la transición de un

modelo de naturaleza SEM a un modelo BAU recreativo más masivo, dado que el país buscaba una mayor cantidad de visitantes. Esto es irónico porque Dominica era aclamado por ser pionero del SEM y el ecoturismo a comienzos de la década de 1990. En cambio, países como República Dominicana, que apostaron al modelo BAU recreativo tradicional, solo ahora están tomando medidas tentativas para diversificar su economía de turismo mediante la investigación del SEM y el turismo de naturaleza.

Otro ejemplo se ilustra en un estudio de impacto del turismo alrededor de las áreas protegidas de Costa Rica. Esta investigación señaló que el turismo cercano al Parque Nacional Poás tiene un multiplicador calculado en 1,65, similar al de las economías más desarrolladas, demostrando un alto grado de integración de la economía local y fugas de ganancias económicas bastante limitadas (Aguirre 2008). Los multiplicadores de ingresos del turismo BAU recreativo en el Caribe varían entre 0,65 (Islas Caimán), 0,78 (Las Bahamas) y 0,88 (Caribe oriental) (Meyer 2006).

Además, los multiplicadores del turismo SEM tienden a ser mayores que otras actividades económicas dentro de un país. Por ejemplo, el Ministerio de Planificación y Desarrollo de Bolivia (2001), halló que cada dólar gastado en turismo de naturaleza y cultural en Bolivia genera otros \$1,2 en beneficios indirectos (Fleck 2006). Este fue el mayor multiplicador económico de una lista que incluye a la minería, extracción de gas y petróleo, agrobiodiversidad, actividad forestal, caza y pesca. El alto multiplicador del turismo de naturaleza y cultural en Bolivia se puede explicar en razón de la utilización de muchos recursos humanos en el sector, siendo la mano de obra uno de los principales recursos para proveer gran parte de los servicios a los turistas.

En Costa Rica, se estima que el 44% de los gastos de turistas permanece en la economía local; el 56% sale del país (la parte que permanece puede crear mayores TIM si los gastos se reciclan internamente reiteradas veces) (von Moltke 2000). Esto difiere con el modelo caribeño de turismo recreativo a gran escala en el cual las fugas económicas son aún mayores. Se estima que en República Dominicana el 80% de los ingresos generados por todos los hoteles todo-incluido salen de la economía nacional (López 2007).

RENDIMIENTO DE LA INVERSIÓN

Los estudios señalan que la biodiversidad y la naturaleza en su estado original permiten al ecoturismo tener uno de los mayores rendimientos de inversión (RDI) de los diferentes tipos de productos de turismo disponibles (Christ *et al.* 2004). Los ecoturistas tienden a pagar más por día y a realizar viajes más largos que los turistas recreativos, por lo que gastan más dinero por cada visita. Además,

⁴⁷ Aunque resulta una herramienta valiosa para el análisis económico comparativo, se encontraron pocos estudios de multiplicadores de ingresos del turismo en la investigación de este documento.



los ecoturistas utilizan menos recursos que los turistas del BAU recreativo, como energía, agua dulce y aire acondicionado, por esta razón, se precisa de una menor inversión por parte de operadores y hoteles. El inconveniente es el problema de escala. Los turistas del SEM enfocado en la naturaleza prefieren hoteles más pequeños, que les permitan una experiencia más cercana al medio ambiente natural, en lugar de los grandes que tienen un mayor impacto. Por ello, los ecoturistas gastan más por persona, pero en general el gasto es a una escala más limitada.

Cabe señalar que el sector de los grandes hoteles está realizando importantes reducciones en los costos y mejorando el RDI mediante la adopción de medidas para la gestión de recursos tipo SEM, como se expuso anteriormente.

INGRESOS TRIBUTARIOS

Además de los precios de entrada y uso que generan los sistemas de áreas protegidas, los turistas y la industria del turismo son una fuente importante de ingresos tributarios. Sin embargo, en los modelos de turismo BAU recreativo, el dominio de las grandes empresas transnacionales genera una presión sobre los países destino para bajar sus impuestos y atraer a los inversionistas. Por ejemplo, las líneas de cruceros y las cadenas de hoteles se han visto beneficiadas de esta presión.

Los turistas del SEM de naturaleza con un perfil de estadía prolongada conllevan a mayores gastos y pagos de impuestos, al igual que a mayores ganancias por impuestos sobre las ventas debido al consumo de recursos locales y productos que caracterizan al SEM.

Los impuestos de salida en los aeropuertos son muy comunes. Un ejemplo es Belice, que se ha posicionado como un destino enfocado en la naturaleza. Este país tiene un impuesto de salida que se utiliza directamente para financiar la conservación de la biodiversidad. El Fondo de Conservación de Áreas Protegidas de Belice es un fondo

dedicado a la promoción, gestión sostenible y desarrollo de las áreas protegidas de Belice, con una visión a largo plazo para mejorar la calidad de vida de los ciudadanos de Belice. Se creó en 1995 y se financia principalmente a partir de la recaudación de tarifas de conservación: Cada visitante paga \$3,75 cuando sale de Belice. También se cobra una comisión del 20% del impuesto per cápita de los pasajeros de cruceros y de todos los aranceles de licencias y tarifas de concesión relacionados con la recreación en las áreas protegidas (PACT 2006). Estos impuestos para la conservación de la biodiversidad aún son poco comunes, pero son un buen ejemplo de mecanismos que atraen a una cantidad cada vez mayor de viajeros con conciencia medio ambiental.

INVERSIÓN EXTRANJERA

Existen indicios de un creciente interés de la inversión extranjera en el turismo SEM de ALC mediante la creación de fondos como el Fondo Ecoempresas, Verde Ventures y Conservation Capital, que han canalizado el financiamiento público y privado hacia el turismo SEM en toda la región. Las empresas privadas de turismo también han comenzado a integrarse verticalmente en la cadena de valor del SEM enfocado en la naturaleza mediante la compra de operaciones de viaje receptivas en ALC.

MEJORA EN LA EQUIDAD

Como se vio anteriormente en ese capítulo, el turismo BAU tiende a limitar la equidad debido, principalmente, a la creación de empleos de baja remuneración que tienden a beneficiar a un género más que al otro (por lo general, más a los hombres que a las mujeres). Existen muchos ejemplos de que SEM produce una mejor distribución de los beneficios. Por ejemplo, un estudio sobre los beneficios comunitarios derivados del turismo en cinco áreas protegidas de Ecuador, demostró que el turismo es la actividad económica principal en más del 10% de los hogares, contribuyendo a un ingreso mensual promedio de \$28 en todos los hogares o 13%. En uno de los lugares, el turismo constituía hasta el 47% del ingreso mensual promedio. Las respuestas de las "familias vinculadas al turismo" indicaron que un 19% de ellas considera que su calidad de vida es "muy buena" en comparación con solo un 3% de las "familias que no están vinculadas al turismo" (Rodríguez 2007).

Un estudio (Wunder 1999) analizó el presunto vínculo entre la conservación, el ingreso y la participación en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno en la Amazonía ecuatoriana. El ingreso proveniente del turismo en las cinco comunidades locales osciló entre los \$15.000 y \$50.000 anuales. El ecoturismo dentro de la reserva generó un aumento importante de ingresos para las comunidades locales (aproximadamente entre \$100 a \$500 por persona al año). Tanto las ventajas de empleo como las ventajas de la participación

comunitaria crearon iniciativas para reducir la explotación y crear reservas “intocables”.

El surgimiento de operaciones turísticas en áreas rurales puede ofrecer a las mujeres, a menudo entre las personas más pobres de la sociedad, medios para mejorar su bienestar, seguridad y autonomía. Además, otorgar empleo a mujeres tiende a contribuir más al desarrollo económico y social que dar empleo solo a hombres. En Bunaken, Indonesia y la isla Apo, Filipinas, el turismo de buceo asociado a las áreas protegidas marinas, generó mayores oportunidades de empleo con alta remuneración para las mujeres. Los residentes observaron una mejora en la vida de las mujeres (Leisher 2008). Dentro del Parque Nacional Tortuguero de Costa Rica, las mujeres representaron el 20% de los guías locales, una actividad en la que aún predominan los hombres (Troëng and Drews 2004).

El programa de conservación de las tortugas marinas de Brasil (Proyecto TAMAR) comenzó en 1980; el programa distribuye los ingresos del turismo tanto a las mujeres como a las comunidades que no tienen acceso directo al turismo, pero cuyos esfuerzos de conservación también son importantes para la supervivencia a largo plazo de las especies clave. En lugares donde no hay turismo o donde el mismo es escaso, los grupos productivos han fomentado la fabricación de productos con motivos de tortuga para vender en los centros de visitantes del Proyecto TAMAR. El 60% de los empleados son mujeres (Troëng and Drews 2004).

Estos ejemplos sugieren que los negocios de turismo de naturaleza SEM tienen el potencial de lograr un éxito relativo en la mejora de la distribución de los beneficios tanto para los estratos sociales más pobres como para las mujeres.

FILANTROPÍA DEL VIAJERO

Una de las características que define el turismo SEM es el compromiso del visitante a tener un comportamiento responsable y a contribuir a la conservación de la biodiversidad. El concepto de filantropía del viajero ha crecido rápidamente en los últimos años, imitando el crecimiento del turismo de naturaleza SEM. El caso de la línea de cruceros Disney Cruise se trató anteriormente; otra empresa en las Islas Galápagos generó \$4 millones para la conservación a partir de sus clientes durante la década pasada. El valor global de la filantropía del viajero se estima actualmente en aproximadamente \$100 millones al año. En África, esta donación voluntaria tiende a canalizarse hacia la reducción de la pobreza y proyectos comunitarios, mientras que en ALC, el impulso filantrópico tiende a fluir hacia la conservación de la biodiversidad (Honey 2010).

Quizás, debido a que gran parte del dinero, si no todo, proviene de los clientes y no de las empresas en sí, esta ha sido un área en la cual muchas de las grandes cadenas de turismo recreativo han visto la oportunidad para responder a la demanda del mercado a fin de tener una mayor sostenibilidad; este es un elemento donde las prácticas del sistema BAU recreativo avanzan positivamente hacia un sistema SEM. Muchas de las empresas enfocadas en la naturaleza apoyan a los grupos de conservación local a través de donaciones “en especie” y posibilitando donaciones de los clientes, además, en algunos casos, realizan donaciones en efectivo a partir de las ganancias. Este concepto tiene el potencial de generar un financiamiento considerablemente mayor para la conservación de la biodiversidad motivando a la corriente dominante de la industria del turismo recreativo de naturaleza a alinearse con los líderes de la industria.

PARTE 3–Conclusiones y recomendaciones

9.9 CONCLUSIONES

El sector de turismo, incluido el turismo recreativo convencional de sol y playa y el turismo de naturaleza emergente, depende en gran medida de una biodiversidad saludable y del mantenimiento de los SE. Esta dependencia se manifiesta por medio de la disponibilidad de playas limpias, arrecifes saludables, agua dulce, aves, peces, ballenas, bosques y otras características utilizadas como atracciones para aumentar la demanda.

En ALC, las tasas de crecimiento de llegadas de turistas bajo un modelo SEM parecen ser mayores que las del modelo BAU, al igual que el gasto por visitantes del turismo con una orientación SEM. Sin embargo, el BAU sigue siendo el modelo de turismo dominante en la región en términos de volumen de visitantes e ingresos totales, aunque no en gastos per cápita. Esto se debe a que los modelos masivos de turismo BAU reparten las ganancias más importantes a corto plazo a las empresas privadas involucradas, por lo general, transnacionales extranjeras en el caso del turismo recreativo de gran volumen. Sin embargo, estas grandes ganancias privadas a corto plazo, se generan a cambio de mayores costos públicos evidentes para los SE, la biodiversidad y la equidad.

De hecho, una de las conclusiones principales de este capítulo es que el presente crecimiento y el potencial a largo plazo del turismo en ALC están siendo socavados por la falta de comprensión de los responsables de la toma de decisiones sobre la contribución que la salud del ecosistema y la biodiversidad aportan al sector turismo.

A medida que el turismo BAU sigue desgastando el capital natural, los segmentos de mercados clave, los inversionistas y los medios de comunicación buscan cada vez más alternativas turísticas sostenibles. Los países sensibles a esta transición se han visto considerablemente beneficiados, como Costa Rica y Ecuador. Otros (como Panamá, Perú y Bolivia) están tomando medidas para implementar políticas que facilitarán la transición de BAU a SEM. Incluso, países que han estado completamente comprometidos con el modelo de turismo masivo de BAU (como por ejemplo, República Dominicana y Cuba) están comenzando a tomar medidas a fin de diversificar sus productos de turismo para incluir opciones SEM.

Existe un enorme costo de oportunidad tanto para el sector público como para el privado de mantener el modelo BAU. El gran impacto ambiental y el desgaste del capital natural causados por las prácticas BAU están disminuyendo activamente el potencial de los países destino para beneficiarse de cualquier tipo de turismo en el futuro. De hecho, muchos destinos BAU están actualmente en decadencia. Galápagos ha sido agregada a la lista de “Patrimonio Mundial en Peligro” de la UNESCO debido, en parte, al turismo no controlado. Acapulco, que una vez fue uno de los destinos principales para turistas que gastaban grandes cantidades, hoy en día lucha por generar negocios de turismo internacionales; el modelo BAU en este lugar ha generado una gran contaminación de la bahía y graves problemas sociales como la prostitución y la violencia ligada al consumo de drogas. Resultados similares del enfoque BAU a corto plazo se han tratado en ejemplos como Roatán en Honduras, República Dominicana y Cancún. Estos destinos están bajo amenaza de colapso con grandes pérdidas para el sector turismo, a menos que en un futuro próximo ocurra un rejuvenecimiento o se introduzcan deliberadamente aspectos SEM. Las grandes entidades transnacionales que dominan el marketing y establecen los destinos no están atadas a ningún lugar en particular pero son libres de cambiar el lugar de interés para renovar las metas.

Probablemente los costos iniciales para convertir el sector recreativo masivo BAU en SEM sean altos, aunque, por ejemplo, esto no ha evitado que se tomen iniciativas drásticas en Mallorca, España. Sin embargo, es factible tomar pequeñas medidas que pueden incluso producir beneficios económicos a corto plazo, como por ejemplo, a través de un menor uso de agua dulce, una gestión mejorada de los desechos y un menor consumo de energía en los grandes hoteles.

Actualmente los modelos SEM tienen gran demanda en los mercados europeos y norteamericanos. Se prevé en gran medida que la creciente

demandas de opciones de turismo SEM continuarán hasta sobrepasar al BAU en el futuro previsible. Esta demanda creará oportunidades importantes de desarrollo para los negocios orientados al SEM en toda la región de ALC. Existen grandes oportunidades para que entidades del turismo recreativo como hoteles y líneas de cruceros se asocien con excursiones SEM enfocadas en la naturaleza en el Caribe y México y para hoteles urbanos en grandes destinos turísticos como Río de Janeiro y Cartagena.

La competitividad a largo plazo de los productos y servicios del turismo de naturaleza está estrechamente vinculada a la salud de los sistemas naturales en los que se basan. Cuando el turismo se realiza por medio de operaciones no sostenibles que provocan la degradación del ecosistema y de los sistemas sociales circundantes, compromete los retornos económicos a largo plazo para el sector y para los países destino.

El sector turismo a nivel institucional internacional y a nivel de pequeñas empresas, especialmente en el segmento del turismo de naturaleza, es cada vez más consciente y está cada vez más preocupado por impulsar modelos SEM. Sin embargo, estas entidades representan un pequeño porcentaje de la demanda actual. Las grandes empresas a nivel nacional e internacional, y sus contrapartes gubernamentales nacionales siguen, en gran medida, comprometidas con BAU, aún cuando hagan declaraciones de apoyo a SEM.

La demora en la transición de BAU a SEM se debe, en parte, al hecho de que los turistas, incluso los que apoyan en gran medida el SEM, tienden a tolerar las condiciones de deterioro de la biodiversidad y el ecosistema dado que la mayoría visita un lugar solo una vez y, por esta razón, carecen de una perspectiva histórica de estas condiciones. No tienen noción de si las atracciones naturales y la calidad de la experiencia pueden disminuir con el tiempo. Las tendencias destructivas pueden haber avanzado mucho para cuando las condiciones causen una reacción en los visitantes primerizos. Esta elasticidad de la demanda en vista del desgaste del capital natural por el turismo BAU significa que la industria puede tardar en responder y los responsables de la toma de decisiones pueden no ser conscientes de esta disminución hasta que las medidas para solucionarlo sean muy costosas o simplemente no sean suficientes.

Por experiencia personal de quienes han visitado las Islas Galápagos durante cada uno de los últimos 25 años, muchos de los que regresan, confirman que la congestión en los senderos y muelles ha aumentado drásticamente, con evidentes impactos en las especies vegetales y animales. Aun así, los visitantes nuevos no saben de lo que se están perdiendo. Es crucial que se establezcan sistemas para controlar el impacto del turismo con el fin de evaluar los cambios y facilitar las decisiones informadas de gestión. Sin estos sistemas de monitoreo, habrán menos medios para proteger la biodiversidad y los SE que subyacen a las atracciones y aumentan la demanda.

Dado el crecimiento actual y el crecimiento proyectado para el turismo de naturaleza SEM, las áreas protegidas en ALC se encuentran en buena posición para aumentar las tarifas y financiar el cambio de BAU a SEM por medio de mayores ingresos, aumentando, al mismo tiempo, su atractivo para el mercado.

Las mejoras en la equidad están asociadas al aumento del turismo de naturaleza, especialmente el turismo de naturaleza SEM, dado que las comunidades remotas, costeras y rurales pobres tienden a tener mejor biodiversidad, un ecosistema saludable y características socioculturales que aumentan el atractivo. A menudo, las mujeres de estas localidades, son más activas y se ven más beneficiadas bajo el modelo SEM.

La filantropía del viajero ha emergido como un componente del SEM que es atractivo para las empresas internacionales del BAU recreativo a gran escala al igual que para el sector enfocado en la naturaleza. Existen grandes oportunidades para extender la filantropía más allá de los líderes del sector hacia el grupo dominante de turismo convencional.

La certificación de mejores prácticas y sostenibilidad de las operaciones turísticas ha tenido hasta ahora un rol mínimo, pero la demanda está creciendo. Los programas de premios han aumentado en cantidad, tamaño y prestigio como los programas de destacados premios iniciados por organizaciones importantes como el Consejo Mundial de Viajes y Turismo y National Geographic. Es probable que estos programas de certificación sigan creciendo y desempeñen un papel más importante en indicar los méritos SEM de destinos o productos en particular para aquellos visitantes que piensan viajar. Las fuentes de información, en especial los sitios web, que promueven el turismo responsable y modelos SEM han proliferado considerablemente durante la última década.

SEM ofrece una gama de beneficios económicos como la mejora de los multiplicadores de ingresos, oportunidades para nuevos ingresos tributarios, inversión extranjera y una mejora en la equidad para las comunidades rurales y costeras.

Los mercados nicho que se centran en la salud de la biodiversidad y dependen de ella, como la observación de ballenas o aves, excursionismo, buceo y otros recursos naturales, se están expandiendo rápidamente. El turismo en estos segmentos del mercado también tiende a ser considerablemente más costoso por persona que los turistas con BAU. Estos turistas ecológicos representan un ingreso y una fuente de trabajo importante en toda la región. Sin embargo, la inextricable conexión entre estos productos, una biodiversidad saludable y los SE hacen que las ubicaciones de los mercados nicho sean vulnerables al deterioro de los ecosistemas. La degradación sucede en gran parte debido al turismo BAU, particularmente en las regiones costeras.

Existe una evidente falta de información sobre el valor del turismo SEM y los costos del BAU o, en términos más generales, sobre los costos y beneficios comparativos de ambos modelos. Si la información estuviese disponible de forma más inmediata, probablemente serviría como un mayor catalizador para la transición oportuna del turismo BAU al turismo SEM.

9.10 RECOMENDACIONES

SECTOR PRIVADO

Asegurar el cumplimiento tanto de los valores medio ambientales como sociales en las regulaciones y mejores prácticas.

Colaborar activamente con las comunidades locales en las etapas de diseño, construcción y operación de los desarrollos.

Desarrollar alianzas estratégicas y comerciales entre los negocios creativos urbanos y costeros y el SEM enfocado en la naturaleza.

Diseñar hoteles e infraestructura eficientes en materia de recursos mediante el establecimiento de objetivos para reducir el impacto ambiental.

Seguir el ejemplo de los líderes de la industria para establecer programas de filantropía del viajero en los cuales se facilite a los clientes la realización donaciones para la conservación de la biodiversidad local del destino.

Sin embargo, es de suma relevancia que estos mecanismos voluntarios sean un complemento de las tarifas de concesión, permisos y licencias que las empresas pagan a las autoridades gubernamentales y no una alternativa, con el fin de asegurar el financiamiento necesario para una gestión de turismo adecuada y consistente por parte del Ministerio de Turismo y del Ministerio de Medio Ambiente.

Mejorar la colaboración con los sistemas de parques nacionales para asegurar que se está realizando un control adecuado del impacto y que se emplean las medidas de gestión apropiadas para evitar la congestión, uso excesivo e impactos relacionados con los ecosistemas, y para recaudar tarifas de entrada, valores de concesión y permisos cobrados por utilizar áreas protegidas.

POLÍTICAS DEL SECTOR PÚBLICO

Promover la conciencia del papel fundamental que tiene la biodiversidad y los SE en el mantenimiento y expansión de la contribución del turismo al desarrollo económico.

Asegurar que las políticas nacionales estén alineadas con los protocolos internacionales de los cuales son signatarios por medio de la OMT y otros.

Crear capacidad para desarrollar el SEM, como los programas de capacitación para sectores públicos, privados y comunidades para crear un sector de turismo con SEM nacional y un mejor control de la inversión extranjera.

Desarrollar Planes Nacionales de Turismo estratégicos, con la participación de múltiples actores que integren los sectores de turismo recreativo y de naturaleza a una visión holística de desarrollo.

Involucrar a los actores interesados e implementar una planificación para el uso eficaz de la tierra, especialmente en las regiones costeras y en los alrededores de parques nacionales y desarrollar procesos de Estudios de Impacto Ambiental (EIA) más rigurosos.

Establecer una coordinación eficaz entre los departamentos gubernamentales, con el sector privado local, y entre los destinos.

Emplear instrumentos fiscales, como los incentivos fiscales y subsidios, para fomentar la adopción de estrategias SEM por parte del sistema

con BAU recreativo y de empresas nuevas en todo el sector, con multas fiscales para las operaciones BAU recalcitrantes.

Establecer pautas y estándares para materiales, gestión de desechos, utilización de recursos y empleos.

Garantizar que los mecanismos de generación de ingresos para los sistemas de áreas protegidas alcancen, por lo menos, el umbral necesario de sostenibilidad en los niveles de asignación de precios y de reinversión.

Fomentar la implementación y mantenimiento de la certificación y etiquetado ecológico y su uso en los sistemas de información para potenciales turistas.

Trabajar con instituciones académicas para implementar sistemas de recolección de datos, a fin de comprender y controlar de una manera más adecuada los impactos y contribuciones de los distintos tipos de turismo.

Establecer sistemas de control para llevar un registro de la salud del ecosistema y de los impactos de los visitantes en áreas protegidas y otros lugares importantes.

CAPÍTULO 10.

ÁREAS PROTEGIDAS

Marlon Flores⁴⁸

investigación de Rodrigo Arriagada⁴⁹

10.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo evalúa la evidencia del aporte de las áreas protegidas (AP) a la economía en su sentido más amplio y lo contrasta con el estado actual del financiamiento de las AP en América Latina y el Caribe (ALC).

Las AP tienen efectos transversales. Contribuyen a las economías de los países de ALC a través de cada uno de los demás sectores que revisamos en este documento: agricultura, sector pesquero, sector forestal, turismo y servicios hidrológicos. Este capítulo relaciona las diversas funciones de las AP y de los servicios ecosistémicos (SE) que estas sustentan con los procesos productivos en cada uno de esos sectores. Se comparan, además, los efectos de sistemas distintos de gestión —desde los no administrados a los administrados en forma mínima y adecuada— sobre los aportes transversales de las AP.

Este capítulo ilustra cómo las AP contribuyen a sostener los SE y analiza la posible disminución de la productividad debido a la degradación de los ecosistemas como consecuencia de una inversión insuficiente en las AP. Con este fin, se consideraron tres escenarios: un escenario “no protegido”, en el cual los hábitats no se protegen y, en consecuencia, es probable que se degraden; un escenario de prácticas habituales no sostenibles (BAU, por sus siglas en inglés), en el cual se cuenta con una protección básica de la AP, la cual solo puede mitigar amenazas de bajo nivel; y un escenario de gestión sostenible de los ecosistemas (SEM, por sus siglas en inglés), con fondos suficientes para financiar sistemas de gestión de la AP rentables e integrales. En

el caso de SEM, hay una gestión (mitigación) total de las amenazas y una generación de oportunidades de negocios en áreas como la certificación ecológica, el abastecimiento sostenible y SE novedosos.

La evidencia más abundante indica que los beneficios económicos de las AP bien administradas son varios: un aumento de la producción (PIB) en sectores seleccionados, más empleos en las áreas rurales, ingresos tributarios más altos y mayores ganancias en divisas, especialmente a través del turismo internacional. Más sectores se pueden ver beneficiados como resultado de los efectos económicos multiplicadores.

Conclusiones principales

A pesar de los vacíos de información, la evidencia existente es convincente respecto al valor económico de los SE proporcionados por las AP. En general, las AP aumentan la productividad en los sectores agrícola, pesquero, forestal, de la energía hidroeléctrica y de ecoturismo, entre otros.

Las áreas protegidas terrestres y marítimas ofrecen zonas de pesca restringida, en las cuales se puede reconstruir la biodiversidad y las especies pescadas o cazadas en exceso se pueden recuperar y repoblar las zonas adyacentes.

Es necesaria una mayor investigación a nivel sectorial para cuantificar los beneficios económicos derivados de las AP, incluidos la generación de empleos, ingresos, ingresos tributarios locales y nacionales, ganancias e inversión en divisas, y la forma en la cual se distribuyen dichos beneficios.

⁴⁸ Asesor principal en políticas y finanzas ambientales, Ecologic Institute, Washington, DC.

⁴⁹ Profesor Adjunto, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Las prácticas BAU y SEM no son diametralmente opuestas, sino más bien etapas en la evolución de la gestión de AP. Los enfoques BAU establecen las condiciones iniciales sobre las cuales se desarrolla SEM posteriormente.

La transición de BAU a SEM con frecuencia es factible y rentable, basada en los costos ocultos de BAU y los beneficios más amplios de SEM.

Sin embargo, las barreras para la transición de BAU a SEM pueden ser significativas, especialmente considerando, primero, la necesidad de aumentar los recursos a través de mecanismos de financiamiento nacional o de autofinanciamiento, y segundo, los intereses en juego en torno a la adopción de una regulación más rígida de la explotación de recursos naturales según SEM.

Los beneficios generados por las AP no son distribuidos equitativamente. La participación de los interesados, el empoderamiento de los actores locales y la transparencia son clave para el éxito en SEM, especialmente en la transición hacia este enfoque.

Recuadro 10.1 Categorías de gestión de áreas protegidas de la UICN

CATEGORÍA Ia. Reserva Natural en sentido estricto: área protegida administrada principalmente con fines científicos.

CATEGORÍA Ib. Área Silvestre: área protegida administrada principalmente para la protección de la vida silvestre.

CATEGORÍA II. Parque Nacional: área protegida administrada principalmente para la protección del ecosistema y usos recreativos.

CATEGORÍA III. Monumento Natural: área protegida administrada principalmente para la conservación de características naturales específicas.

CATEGORÍA IV. Áreas de Gestión de Hábitats o Especies: área protegida administrada principalmente para la conservación mediante intervenciones de gestión.

CATEGORÍA V. Paisaje Terrestre o Marino Protegido: área protegida administrada principalmente para la protección del paisaje terrestre o marino y usos recreativos.

CATEGORÍA VI. Área Protegida de Gestión de los Recursos Naturales: área protegida administrada principalmente para el uso sostenible de los ecosistemas naturales.

Consulte las definiciones detalladas en el apéndice 10.3.

Las AP según SEM pueden contribuir a la equidad y a la mitigación de la pobreza; las mismas han generado oportunidades de autosuficiencia para las mujeres, las comunidades rurales y los pueblos indígenas.

Las AP impulsan las ganancias en divisas y el empleo local, especialmente a través del turismo. El turismo de naturaleza en las AP ha generado empleo, desarrollo local y un mínimo de prosperidad a sitios lejanos, a la vez que contribuye al PIB, los ingresos tributarios y las ganancias en divisas.

Los mercados crecientes de biodiversidad y ecosistemas abrirán considerables oportunidades para las empresas relacionadas con AP. Por ejemplo, gracias a SEM se pueden obtener ahorros en las operaciones de generación de energía eléctrica (costos de reemplazo evitados).

La agricultura, la pesca y la actividad forestal se benefician de las AP, aunque son responsables de una considerable pérdida de la biodiversidad, degradación del ecosistema e invasión de las AP.

Las AP ofrecen oportunidades de generar ingresos por medio de concesiones, tarifas e impuestos y el pago por servicios ambientales (PSA).

Los recursos hídricos de alta calidad de las AP para riego, energía hidroeléctrica y consumo son fundamentales para el bienestar humano.

Las áreas marinas protegidas contribuyen al crecimiento de la pesca y a la conservación de la biodiversidad.

10.2 EL CONTEXTO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS

Áreas protegidas

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define un área protegida como “un área terrestre o marina especialmente dedicada a la protección y el mantenimiento de la diversidad biológica y de los recursos naturales y culturales asociados, gestionada mediante medios legales o efectivos de cualquier otro tipo” (IUCN 1994). La UICN determina seis categorías de gestión (recuadro 10.1). El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de 1992 describe un área protegida (AP) como un área geográficamente definida que está designada o regulada y administrada para lograr objetivos de conservación. Aunque útiles, estas definiciones no expresan las funciones económicas y sociales de las AP. Refuerzan la comprensión generalizada según la cual las AP son mayormente un refugio para las especies incapaces de sobrevivir en paisajes terrestres y marinos con una gestión intensiva.

Cuadro 10.1. Algunas estadísticas sobre áreas protegidas en la región de ALC

Región	Total de lugares	Área total protegida	Área total de tierra protegida (km ²)	Total de sitios marinos	Total de área marina protegida	Área total de tierra (km ²)	% de área de tierra bajo protección
Caribe	973	80.770	36.469	370	44.301	234.840	15,5%
América Central	677	151.058	133.731	103	17.327	521.600	25,6%
América del Sur (excepto Brasil)	1507	2.217.725	2.056.559	114	161.166	9.306.560	22,1%
Brasil	1280	1.321.751	1.305.864	88	15.887	8.547.400	15,3%

Fuente: Chape *et al.* (2005).

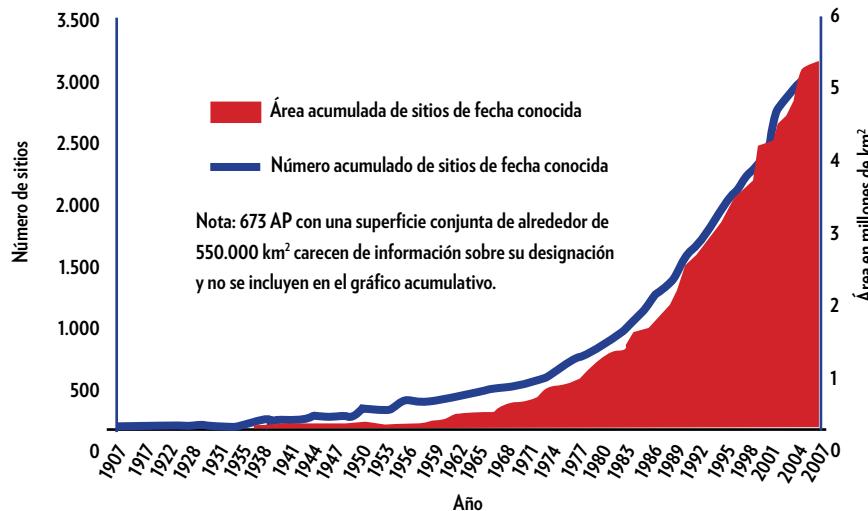
La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM 2005) recalca que las AP proporcionan SE fundamentales que sustentan la prosperidad y supervivencia humanas, como agua limpia, mitigación de inundaciones y tormentas, reabastecimiento de las reservas de peces y el secuestro de carbono. En este contexto, es esencial que los países establezcan sistemas de AP para proteger a las poblaciones viables de diversas especies y muestras representativas de los ecosistemas. El enfoque de nivel del sistema apunta a ampliar las AP desde un conjunto de lugares dispersos que protegen a algunas especies hasta un sistema que brinda un sustento viable a la biodiversidad y los ecosistemas a nivel nacional.

Las AP no obligan a excluir los asentamientos humanos ni el uso sostenible de los recursos naturales. Los precedentes son las “reservas indígenas” y las “reservas de extracción” de Brasil.

De acuerdo con el Informe de los Objetivos de Desarrollo del Milenio de 2009, solo el 12% del planeta estaba bajo alguna forma de protección. Eso asciende a alrededor de 18 millones de km² de tierras protegidas y 3 millones de km² de aguas territoriales protegidas (áreas marinas bajo jurisdicción nacional). Debido a que dichas aguas representan solo una pequeña parte de los océanos, esto significa que menos del 1% de los océanos del mundo está protegido.

La región de ALC alberga un número especialmente grande de AP (cuadro 10.1). Solamente Brasil tiene 1.280 (excluidas las tierras indígenas), mientras que América del Sur (excluido Brasil) actualmente tiene 1.507 AP terrestres que cubren el 22% de su superficie terrestre y 114 reservas marinas. En América Central, las AP terrestres cubren más de un cuarto del área terrestre, donde Costa Rica, Guatemala y Panamá tienen una cobertura especialmente grande de tierra protegida (Harvey *et al.* 2004). El Caribe tiene 973 lugares protegidos, de los cuales muchos son marinos.

Figura 10.1. Tendencias de crecimiento en número y cobertura de áreas protegidas en ALC



Fuente: Datos de la UICN (2009).

Tanto en ALC como en el mundo, el número de AP ha aumentado rápidamente. En las últimas cuatro décadas, el número de AP contabilizadas por la ONU se ha multiplicado por diez. De igual modo, en las últimas cinco décadas, la cobertura de las AP en ALC pasó de menos de 100.000 km² en menos de 100 AP a más de 5 millones de km² en 4.400 AP (figura 10.1).

Las AP son refugio de una gran variedad de microorganismos y ecosistemas. Los ecosistemas brindan servicios fundamentales para la subsistencia humana. Las AP proporcionan hábitats naturales permanentes que permiten a los ecosistemas funcionar y seguir prestando los SE, aunque estos no son proporcionados exclusivamente dentro de las AP. El secuestro de carbono, el mantenimiento del ciclo hidrológico y el control de la erosión son

Cuadro 10.2. Principales servicios ecosistémicos proporcionados por las AP

Servicios ecosistémicos	Categorías de áreas protegidas					
	I	II	III	IV	V	VI
Agua dulce (servicios de cuencas hidrológicas)	•	•		•	•	•
Alimento (frutos silvestres, verduras, carnes, mariscos)		•		•	•	•
Madera, combustible (leña) y fibra		•				•
Productos novedosos	•	•		•	•	•
Mantenimiento de la biodiversidad (hábitat para especies silvestres)	•	•	•	•	•	•
Ciclo de nutrientes	•	•	•	•	•	•
Calidad del aire y secuestro de carbono	•	•	•	•	•	•
Salud humana	•	•		•	•	•
Desintoxicación	•	•	•	•	•	•
Regulación sobre peligros naturales	•	•	•	•	•	•
Desarrollo/fortalecimiento de valores culturales		•	•	•	•	•
Buceo, pesca deportiva, excursionismo, observación de la naturaleza/fauna		•		•	•	•

ejemplos de SE proporcionados fuera de las AP. El cuadro 10.2 enumera algunos tipos de SE que proveen las AP.

Amenazas a las áreas protegidas

Las AP enfrentan una situación de desequilibrio que se caracteriza por las presiones externas relativas a la invasión y la degradación (Alers et al. 2008). Aunque las amenazas varían de lugar en lugar, las amenazas directas a las AP se pueden clasificar en dos categorías principales: (1) pérdida del hábitat y degradación debido a la conversión a la agricultura y (2) explotación no sostenible de los recursos naturales, como la tala, la recolección de productos forestales no madereros (PFNM), la extracción de minerales y petróleo, el uso excesivo y el turismo mal administrado. Además, existen amenazas indirectas, como las que provienen del cambio climático.

DA pesar del aumento en cobertura de AP, muchos consideran que la actual red de AP es insuficiente para frenar la pérdida de biodiversidad y la degradación del ecosistema en la región. La situación es agravada por los vacíos de protección existentes en ciertas áreas (existen áreas

fundamentales para la biodiversidad que no están protegidas), la capacidad de gestión deficiente, la falta de marcos legales y regulatorios adecuados, la comprensión limitada del efecto económico de la pérdida de SE y un historial de fondos insuficientes que resulta en organismos de AP con personal insuficiente y mal equipados.

A pesar de las muchas AP de la región, se considera que la mayoría de las ecorregiones están bajo amenaza. Por ejemplo, las 26 ecorregiones de América Central están en peligro por amenazas relacionadas con la agricultura, como la sedimentación, la extracción de leña, los cambios hidrológicos, el uso de pesticidas, la escorrentía de productos agroquímicos, la ocupación e invasión de tierras, la caza y la construcción de caminos (Harvey et al. 2004). Esta situación es también común en el resto de ALC, como en la Amazonía andina o en el bosque Atlántico de Brasil.

Con frecuencia, en América Latina y el Caribe coexisten grandes AP y comunidades indígenas o rurales que dependen de los recursos naturales y esto crea dificultades adicionales. Sin embargo, existe evidencia de una conservación eficaz en los territorios indígenas, lo que se analiza en la sección 10.4.

Además de las amenazas antes mencionadas, existen otros aspectos relacionados con la gestión de las AP que aumentan su vulnerabilidad, por ejemplo, los vacíos de cobertura, la fragmentación y una capacidad débil de gestión. No obstante, para este estudio, las amenazas de mayor importancia son aquellas relacionadas con las finanzas.

FINANCIAMIENTO INSUFICIENTE PARA CUBRIR LOS COSTOS DE LA GESTIÓN DE AP

La falta de financiamiento diversificado para las AP se ha convertido en una de las principales amenazas para los ecosistemas en las AP y debilita los beneficios de las mismas. Sin el financiamiento necesario para las AP, es poco probable que las estrategias nacionales de conservación y los beneficios se conviertan en realidades operativas a largo plazo. Los siguientes son ejemplos de aspectos críticos relacionados con las finanzas.

Brechas financieras: Las AP generalmente no reciben suficientes fondos para proteger la biodiversidad y los ecosistemas. El PNUD evaluó la sostenibilidad financiera de los sistemas nacionales de AP durante 2008-2009, mediante la aplicación de la Ficha de Puntaje para Sostenibilidad Financiera en 18 países de ALC (consulte el recuadro 10.2). Se calculó el financiamiento existente, las necesidades financieras (costos) y las brechas financieras (es decir, la diferencia) para escenarios de conservación básicos y óptimos⁵⁰. La evaluación

⁵⁰ El escenario básico describe el nivel mínimo de financiamiento y la capacidad de gestión necesarios para operar programas de conservación clave que sustentarán funciones esenciales del ecosistema en las áreas protegidas. El escenario óptimo corresponde al nivel de financiamiento y capacidad necesarios para lograr una operación y cobertura completamente satisfactorias de todos los programas del área protegida: para alcanzar y sostener el funcionamiento óptimo de los ecosistemas y sus servicios. El escenario óptimo describe un estado ideal de los programas si todo el financiamiento, el personal, el equipo y otros recursos necesarios estuvieran disponibles para alcanzar las metas a corto, mediano y largo plazo para las AP, de acuerdo con los más altos estándares ambientales, sociales y económicos (Flores et al. 2008).

Recuadro 10.2.

La Ficha de Puntaje para Sostenibilidad Financiera para los sistemas nacionales de áreas protegidas fue desarrollada por el PNUD en 2007 con el fin de ayudar a los gobiernos, donantes y ONG a tener acceso a aspectos significativos de un sistema de financiamiento de áreas protegidas, sus cuentas y su estructura subyacente, para mostrar su estado actual y para indicar si el sistema está avanzando hacia una mejor situación financiera. La Ficha de Puntaje también puede ser utilizada por unidades o redes subnacionales. Consta de tres partes:

- Parte I: Estado financiero general del sistema de AP, como los datos básicos de AP y un análisis financiero del sistema nacional de AP.
- Parte II: Evaluación del sistema financiero.
- Parte III: Puntaje.

calculó la brecha financiera regional para la conservación básica en \$317 millones/año. Las mayores brechas corresponden a Brasil, con \$169 millones y a México, con \$40 millones. Juntos, Brasil y México representan más del 60% de la brecha financiera básica en la región. Los sistemas de áreas protegidas en ALC tienen cubiertas, en promedio, un 54% de sus necesidades financieras básicas. La brecha es mucho más amplia para el escenario de gestión óptima o lo que se conoce como el enfoque de gestión sostenible de ecosistemas (SEM). Esta brecha financiera regional se calcula en \$700 millones/año. En el escenario óptimo, las mayores brechas también corresponden a Brasil y México, nuevamente con aproximadamente el 60% de la brecha financiera. En promedio, el financiamiento disponible de la región cubre el 34% de las necesidades financieras para un escenario de gestión óptima. Sin embargo, México, El Salvador, Argentina, Bolivia y Costa Rica tienen cubiertas más del 50% de sus necesidades para el escenario óptimo. El cuadro 10.3 muestra estos resultados para 18 países de ALC.

Financiamiento necesario para ampliar los sistemas de áreas protegidas: El establecimiento de nuevas AP aumentará la brecha financiera incluso con los actuales niveles bajos de apoyo. Los cálculos

Cuadro 10.3. Costos de gestión de sistemas de AP y brechas financieras en 18 países de ALC

País	Costos de gestión de sistemas de AP y brechas financieras en países seleccionados de ALC (\$)					
	BAU (financiamiento actual)	Necesidades financieras (Costo)		Brechas financieras		
		Escenario básico	Escenario óptimo	Escenario básico	Escenario óptimo	
Argentina	31.309.584	39.512.820	60.366.666	8.203.236	29.057.082	
Bolivia	5.102.653	5.374.940	9.000.000	272.287	3.897.347	
Brasil	133.415.026	302.573.314	471.731.602	169.158.288	338.316.576	
Chile	9.194.339	17.974.193	26.754.046	8.779.854	17.559.707	
Colombia	18.026.595	25.150.153	42.755.260	7.123.558	24.728.665	
Costa Rica	29.645.948	31.934.374	44.000.000	2.288.426	14.354.052	
Cuba	14.587.030	21.639.821	36.787.695	7.052.791	22.200.665	
Rep. Dominicana	10.380.071	22.574.294	27.974.294	12.194.223	17.594.223	
Ecuador	3.977.600	6.730.054	14.040.147	2.752.454	10.062.547	
El Salvador	3.803.223	4.445.738	7.557.755	642.515	3.754.532	
Guatemala	8.339.504	16.118.443	27.401.353	7.778.939	19.061.849	
Honduras	4.122.552	6.618.629	11.251.670	2.496.077	7.129.118	
México	80.214.239	120.321.358	160.428.478	40.107.119	80.214.239	
Nicaragua	5.314.245	19.546.456	43.321.382	14.232.211	38.007.137	
Panamá	9.506.948	19.880.360	33.796.612	10.373.412	24.289.664	
Paraguay	1.240.665	9.700.000	19.500.000	8.459.335	18.259.335	
Perú	13.067.100	25.172.664	41.842.414	12.105.564	28.775.314	
Uruguay	816.000	3.409.002	4.355.947	2.593.002	3.539.947	
Total	382.063.322	698.676.613	1.082.865.321	316.613.291	700.801.999	

* Solamente AP a nivel federal; Fuente: PNUD (2010).

aproximados preliminares sugieren que se necesitarán más de 19 millones de hectáreas de nuevas AP a fin de mejorar la cobertura de ecosistemas en siete países: Brasil, Bolivia, Chile, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela (TNC 2007). En la inversión promedio de las prácticas habituales no sostenibles (BAU) de \$1,18/ha-año, la brecha del escenario básico general se ampliaría en otros \$22 millones al año.

Ingresos de AP bajos y poco diversificados: Históricamente, la mayoría de las AP en la región de ALC han dependido muchísimo de inversiones gubernamentales drásticamente bajas y financiamiento insuficiente de fondos fiduciarios y proyectos internacionales; junto con una participación sumamente baja del sector privado a nivel nacional. Por ejemplo, basado en la Evaluación de la Ficha de Puntaje, el gasto público en áreas protegidas en 19 países (incluida Venezuela)

Cuadro 10.4. Presupuestos, inversiones por hectárea y presupuesto como porcentaje del PIB de áreas protegidas

País	Presupuesto gubernamental de AP	Presupuesto/ha ¹	Presupuesto como % del PIB
Argentina	16.610.320	4,54	0,0049%
Bolivia	73.041	0,00	0,0004%
Brasil	104.691.806	1,39	0,0063%
Chile	5.705.515	0,37	0,0031%
Colombia	12.600.584	1,09	0,0050%
Costa Rica	14.302.091	7,95	0,0545%
Cuba	2.259.551	2,07	0,0050%
República Dominicana	7.103.393	5,77	0,0195%
Ecuador	1.160.000	0,24	0,0021%
El Salvador	395.404	4,09	0,0019%
Guatemala ²	4.353.715	1,89	0,0129%
Honduras	677.057	0,55	0,0055%
México	49.046.698	2,12	0,0055%
Nicaragua	576.337	0,26	0,0101%
Panamá	1.132.000	0,40	0,0057%
Paraguay	257.466	0,04	0,0016%
Perú	1.810.016	0,10	0,0014%
Uruguay	606.000	3,20	0,0019%
Venezuela	20.628.837	1,01	0,0062%
Total para ALC	243.989.830	1,18	0,0059%

Fuente: PNUD (2010).

1 Presupuesto gubernamental dividido por el número de hectáreas en AP.

2 Solamente datos de la CONAP. Excluye otras instituciones gubernamentales que administran AP.

representa el 0,0059% del PIB (consulte el cuadro 10.4). El gasto público en la categoría más amplia del medio ambiente asciende a menos del 1% del PIB en la región en promedio (Barcena *et al.* 2002). El nivel de inversión en las áreas protegidas de 19 países de ALC promedia \$1,18/ha/año (intervalo: \$0,00 a \$7,95/ha, en el cuadro 10.4). En comparación, los países de América del Norte y Europa gastan, en promedio, 0,08% de sus presupuestos nacionales en AP, alrededor de \$28/ha/año (Wilkie *et al.* 2001).

Falta de capacidades y compromiso político para mejorar el financiamiento de las AP: Existen varios tipos de mecanismos financieros que se pueden aprovechar para recaudar fondos para las AP, pero que pocas veces se usan, debido al limitado conocimiento técnico especializado y a la falta de voluntad política. Cuando se utilizan, casi siempre se presentan como planes independientes, desconectados de las necesidades prioritarias de inversión. De todas maneras, se han dado avances hacia la racionalización del diseño de soluciones, la definición de necesidades financieras específicas y la personalización de estrategias para cerrar las brechas y abordar problemas de capacidad institucional (Análisis de necesidades de financiamiento del SINANPE, Perú 2005; Estrategia financiera para el SINAC, Costa Rica, 2007; Análisis de necesidades de financiamiento del SNAP, Ecuador, 2006; Pilares para la sostenibilidad financiera del SNUC, Brasil, 2007 y la Estrategia financiera del sistema de parques nacionales de Colombia, 2002). Cabe destacar los casos de México, Perú y Colombia, en los cuales se han obtenido considerables aumentos en las asignaciones del gobierno central a las AP en los últimos años.

Asimismo, ha habido un compromiso extremadamente bajo de los sectores público y privado para incorporar una reforma fiscal ambiental (RFA)⁵¹ para apoyar los enfoques SEM en las AP, lo que explica, en parte, el financiamiento casi nulo del sector privado para las AP.

Sin embargo, están surgiendo estudios sobre la valoración económica de las áreas protegidas y los SE relacionados. Estos estudios ayudarán a movilizar la voluntad política para mejorar el financiamiento de las AP (incluida la RFA) y el desempeño. Por ejemplo, en Colombia un estudio de 2007 observó que la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) gasta \$4,5 millones anuales para eliminar sedimentos. Si esa empresa invirtiera en la protección de las cuencas hidrográficas, se ahorrarían millones. Los datos sobre el valor de los SE fueron clave para obtener el apoyo financiero para proteger la cuenca hidrográfica superior del Parque Natural Nacional Chingaza.

Falta de rentabilidad: La rentabilidad de las AP es un elemento crítico para lograr la sostenibilidad financiera. Es fundamental que los organismos que administran los sistemas de AP aborden los

51 La Reforma Fiscal Ambiental (RFA) se refiere a una variedad de instrumentos de impuestos o precios para elevar los ingresos y para promover objetivos ambientales. Ello se realiza mediante incentivos económicos para corregir los errores del mercado en la gestión de los recursos naturales y la contaminación. En general, la RFA puede (1) movilizar ingresos para los gobiernos; (2) mejorar las prácticas de gestión ambiental y conservar los recursos; y (3) reducir la pobreza. Al fomentar un uso más sostenible de los recursos naturales y reducir la contaminación producida por el uso de la energía y las actividades industriales, la RFA se ocupa de problemas ambientales que amenazan los sustentos y la salud de los pobres. El aumento en los ingresos también se puede usar para financiar medidas de reducción de la pobreza (Banco Mundial 2005).

problemas actuales relacionados con sistemas obsoletos de gestión financiera, incorporen programas de conservación orientados a resultados relacionados con costos realistas, establezcan fuentes de ingresos nacionales diversificadas y fortalezcan la transparencia y la responsabilidad. Hasta la fecha, poco se sabe sobre cuánto dinero pierden las áreas protegidas debido a un uso no eficiente de los recursos financieros.

10.3 BAU Y SEM EN LAS ÁREAS PROTEGIDAS

Con el fin de ayudar a estructurar el análisis de la contribución de las AP al crecimiento

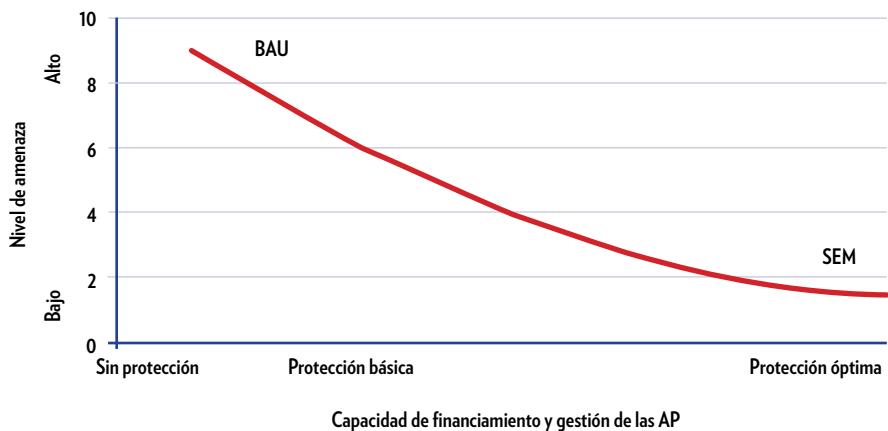
económico, este capítulo distingue entre dos enfoques de gestión de AP: las prácticas habituales no sostenibles (BAU) y la gestión sostenible de los ecosistemas (SEM). Estos enfoques se analizan a continuación. Asimismo, para distinguir con más detalle los beneficios de las AP, este capítulo también hace referencia a una situación “sin AP”. En el escenario “sin AP”, cuando las amenazas están presentes, los hábitats no están protegidos y, por lo tanto, es probable que se degraden, conviertan y fragmenten hasta que solo queden pequeños parches de hábitats con SE de mala calidad. El escenario sin AP excluye otros tipos de protección, como los territorios indígenas y las concesiones forestales. Para fines de este informe, “sin AP” se considera un enfoque BAU.

SEM complementa el enfoque de uso común de “eficacia de la gestión de áreas protegidas”⁵² (PAME por sus siglas en inglés). PAME se usa para evaluar la gestión de una PA, principalmente en la medida en que esta protege valores y logra metas y objetivos (Hockings *et al.* 2006). SEM agrega una dimensión adicional de “gestión de ecosistemas”, que es útil para comprender mejor los costos económicos asociados a la pérdida de SE en las AP; un enfoque SEM puede elaborar argumentos económicos para promover un aumento en el financiamiento de las AP para proteger la biodiversidad y los ecosistemas de las mismas.

Definición de BAU y SEM

La figura 10.2 ayuda a ilustrar la diferencia entre los enfoques BAU y SEM. Cuando las AP carecen de fondos suficientes y enfrentan graves amenazas, es poco probable que ofrezcan una protección

Figura 10.2. BAU y SEM como una función de los niveles de financiamiento y capacidades (para la gestión de amenazas)



básica a la biodiversidad y a las funciones de los ecosistemas, en este caso, la gestión de AP se considera bajo un enfoque BAU. Las AP en BAU reciben un financiamiento limitado y carecen de capacidad de gestión, actualmente se considera que la mayoría de las AP están en esta situación. Por otra parte, cuando el financiamiento y la capacidad están disponibles para satisfacer las necesidades de protección óptimas, la gestión de las AP se considera bajo un enfoque SEM. El cambio de BAU a SEM se efectúa cuando aumenta el financiamiento y la capacidad de gestión (para enfrentar las amenazas).

Se supone que las AP son un “medio” para controlar o administrar amenazas, pero no para eliminarlas. Por ejemplo, las AP en Ecuador como Sumaco-Napo Galeras, Yasuní y Cuyabeno, están ayudando a reducir el impacto del creciente nivel de amenazas generado por la explotación y la extracción de petróleo en la Amazonía (por ejemplo, deforestación, contaminación, tala ilegal, caza, construcción de caminos). Las AP no necesariamente erradican las amenazas, su erradicación puede requerir reformas políticas, aplicación de la ley y acción de los sectores público y privado fuera de la AP. SEM lleva a reducir al mínimo el efecto de las amenazas, pero no necesariamente lleva a su erradicación (véase la figura 10.2).

Asimismo, en el escenario “sin AP”, si las AP se eliminan o no se crean nuevas AP en áreas de alta biodiversidad que aún no están protegidas, esta falta de acciones acarrearía un daño ambiental, provocado por una intensificación inmediata de los efectos de las amenazas. En consecuencia, los escenarios BAU y SEM también se alinean con los niveles bajo y óptimo de representatividad ecológica.

52 UICN y la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (WCPA, por sus siglas en inglés) han desarrollado un marco para la evaluación de la eficacia de la gestión que brinda una base coherente para diseñar sistemas de evaluación de AP. La evaluación de la eficacia de la gestión generalmente se consigue mediante la evaluación de una serie de criterios (representados por indicadores cuidadosamente seleccionados) con respecto a objetivos acordados o estándares. El término eficacia de la gestión refleja tres temas principales: (a) los aspectos de diseño relacionados con los lugares individuales y los sistemas de AP; (b) la suficiencia y la idoneidad de los sistemas y procesos de gestión; y (c) el cumplimiento de los objetivos de la AP (<http://www.cbd.int/protected/PAME.shtml>).

Diferencias en los enfoques de gestión de BAU y SEM

Aunque este simple enfoque de impacto de amenazas frente al financiamiento y la capacidad es conveniente⁵³, no explica todas las características de BAU y SEM; los enfoques BAU y SEM también difieren en relación a otros aspectos de la gestión de AP, como se muestra en el cuadro 10.4.

En BAU, por ejemplo, las funciones de planificación y gestión normalmente son sustentadas por recursos humanos, financieros, institucionales y de información limitados (Lockwood *et al.* 2006). Con demasiada frecuencia, las metas y los objetivos de conservación de las AP están mal vinculados con los programas y costos de conservación mientras que los presupuestos existentes no están vinculados con las prioridades programáticas. En conjunto, esto dificulta la medición de la eficacia, el cálculo de necesidades realistas y la definición de las brechas financieras.

Asimismo, en un escenario BAU, el financiamiento nacional para las AP con frecuencia está estancado como consecuencia de presupuestos nacionales limitados, marcos legales y regulatorios obsoletos, falta de transparencia, falta de responsabilidad⁵⁴, además de una falta de voluntad política para apoyar la “ecologización” de los planes nacionales de desarrollo. Además, los presupuestos de las áreas protegidas pueden estar basados en los gastos de años anteriores, las transferencias a organismos del sistema de AP a menudo son tardías y menores al monto aprobado; y debido a la limitada capacidad de implementación, los organismos de las áreas protegidas con frecuencia no ejecutan los recursos asignados. Tampoco está claro cuánto dinero están perdiendo las AP como consecuencia del uso ineficiente de los recursos financieros (internacionales y nacionales).

SEM se entiende como un enfoque de gestión avanzada en la que las funciones de la gestión de AP están más alineadas con los recursos humanos, financieros, institucionales y de información. En SEM, las metas y objetivos de conservación de las áreas protegidas están

Cuadro 10.5. Diferencias en los enfoques de gestión de BAU y SEM

BAU	SEM (situación óptima)
Las actividades económicas siguen amenazando a las AP: invasión de la agricultura, tala ilegal de madera, desarrollo del turismo, etc.	Las amenazas se reducen al mínimo
Representatividad ecológica incompleta	Representatividad ecológica completa
Falta de una colaboración intersectorial, considerable fragmentación de instituciones (mala interacción de los organismos ambientales con los organismos externos al sector ambiental)	Sólida colaboración intersectorial, delegación de responsabilidades y liderazgo compartido
Capacidad de gestión financiera insuficiente y ausencia de mecanismos financieros diversificados a largo plazo	Sólidos mecanismos de planificación financiera de las AP y un financiamiento diversificado a largo plazo de las AP como una parte integral de los programas de desarrollo nacional
Las instituciones que administran a las AP están separadas de las políticas nacionales de desarrollo	Las instituciones que administran a las AP están alineadas con las políticas nacionales de desarrollo
Capacidad deficiente de gestión de las AP	Sólida capacidad de gestión de las AP
Falta de marcos legales y regulatorios para financiar las AP	Marcos legales y regulatorios coherentes para financiar las AP
Cumplimiento deficiente y falta de mecanismos para aplicar el cumplimiento	Sólido cumplimiento y sólidos mecanismos para aplicar el cumplimiento
Ausencia de estándares de transparencia y responsabilidad	Se aplican estándares de transparencia y responsabilidad
Participación limitada de las comunidades locales en la gestión y planificación de las AP y en la distribución de los beneficios de las AP	Sólida participación de la sociedad civil, (incluidos grupos vulnerables), en los beneficios de las AP
El financiamiento para apoyar la gestión de las AP está por debajo o al nivel de las necesidades básicas	El financiamiento para apoyar la gestión de las AP satisface las necesidades de intermedias a óptimas
La información financiera y económica no está presente en el proceso de toma de decisiones	Toma de decisiones informada basada en información financiera y económica sólida

53 El análisis del impacto de las amenazas frente al financiamiento y la capacidad es útil para evaluar las AP a fin de determinar las prioridades de desarrollo de capacidad y financiamiento.

54 De acuerdo con los Indicadores Mundiales de la Gobernabilidad (IMG), todos los países en América Latina, con la excepción de Chile, tienen una posición baja en cuanto a los seis indicadores de gobernabilidad. Ecuador, Paraguay y Venezuela tienen las posiciones más bajas en América Latina.

relacionados con los programas de conservación de los ecosistemas y vinculados en forma realista al financiamiento; y la asignación de recursos se fundamenta en prioridades definidas que se basan en los ecosistemas. Como consecuencia, mejora la salud de la biodiversidad y los ecosistemas que contiene la AP y se amplían sus beneficios, en términos de un aumento de la productividad y la equidad. En general, los beneficios de SEM pesan más que sus costos. El cuadro 10.5 incluye características adicionales de BAU y SEM. Es importante reconocer que, en muchos casos, los programas de gestión de las AP incluyen características de BAU y SEM, o sus enfoques podrían ubicarse entre los ejes de BAU y SEM.

En los últimos años, se ha formado un movimiento considerable hacia una gestión de AP más rentable (SEM). Algunos ejemplos incluyen Costa Rica, México, Colombia, Perú y varios estados en Brasil, donde los gobiernos nacionales y subnacionales promueven activamente una gestión rentable de las AP, orientada al logro de resultados, además de haber mejorado considerablemente la planificación financiera y el financiamiento de las AP. Por ejemplo, entre 1995 y 2008, México aprobó un aumento impresionante en el financiamiento, lo que aceleró la transición de las AP de BAU a SEM. El presupuesto asignado a las AP aumentó de Mex\$11 millones (SEMARNAT-INE 2000) en 1995 a Mex\$143 millones (INE-SEMARNAT 2006) en 2000, y después a Mex\$984 millones en 2008⁵⁵ (alrededor de US\$66 millones). Otra característica clave en México fue que la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) creó el Programa de Desarrollo Regional Sustentable que apoya el desarrollo comunitario de las AP y sus alrededores. El financiamiento asignado para ello en 2008 fue de aproximadamente \$19 millones⁵⁶. Este crecimiento sin precedentes en el financiamiento redujo significativamente la brecha financiera existente en el sistema de AP en México, pasando de \$35 millones a \$15 millones (PNUD 2009). El aporte actual de las AP a la economía de México es supera los \$3.500 millones/año. De acuerdo con Bezaury y Pabón (2009), cada peso invertido en las AP genera 52 pesos en la economía.

Un aspecto clave es la necesidad de cambiar el enfoque regional hacia las amenazas a los ecosistemas, en lugar de enfocarse simplemente en las amenazas a las AP. Actualmente, no hay ningún mecanismo de coordinación para facilitar la incorporación de una nueva política de gestión basada en los ecosistemas. Esta brecha institucional evidente fue reconocida por la Cumbre del G8 y el G20 en Canadá en junio de 2010, en la cual los gobiernos solicitaron, en la Declaración Conjunta, la creación de una Plataforma Intergubernamental sobre la Diversidad Biológica y Servicios de Ecosistemas (la Cumbre del G8 y el G20 de 2010).



10.4 IMPORTANCIA DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS PARA EL CRECIMIENTO: BENEFICIOS Y COSTOS DE BAU Y SEM

Las AP ofrecen diversos SE los cuales producen un aumento de la productividad y otros valores de uso, en varios sectores bajo escenarios BAU y más aún bajo escenarios SEM. Algunos ejemplos de servicios clave son la protección de la biodiversidad y la salud del ecosistema (sistemas autosostenibles o de biósfera homeostática); suministro y calidad del agua; mantenimiento de especies silvestres valiosas; productos alimenticios, productos medicinales, polinizadores, control de plagas y muchos otros beneficios; atracciones para el turismo; mitigación del cambio climático y adaptación y preservación de los recursos culturales. Los beneficios de intervenciones que agotan los recursos según BAU tienden a ser concentrados, inmediatos e impulsados por el mercado, como la tala, la recolección de PFNM, la ganadería y la agricultura. Los beneficios de las AP según SEM se distribuyen más ampliamente, son a largo plazo y con frecuencia no comercializables (aunque algunos son impulsados por el mercado, como el turismo, el suministro de agua y el secuestro de carbono).

Sin embargo, el suministro de beneficios de la AP no es gratis; existen considerables costos relacionados con la gestión de las AP, tanto en términos de gastos directos como de costos indirectos o impacto, junto con costos de oportunidad (usos alternativos sacrificados). Los gobiernos deben reservar fondos para las AP cada año o establecer

55 Com. Pers. Rene Macias – CONANP 08/2008. Esta cifra no incluye la inversión realizada por la CONANP en las regiones prioritarias para la conservación y las especies prioritarias. Todas las cifras presupuestarias hacen referencia al presupuesto modificado

56 Tipo de cambio de febrero de 2010.

mecanismos de autofinanciamiento. La tendencia de aumentar los gastos directos cuando se da una mejora de la cobertura o calidad de las AP, brinda un argumento fácil para quienes eligen favorecer a BAU con sus ganancias a corto plazo, las cuales pueden ser bastante atractivas, aunque agoten los recursos.

Por ejemplo, según BAU en la Amazonía brasileña (Pará, Mato Grosso y Rondonia), las industrias forestales son una de las principales fuentes de ingresos, empleo y riqueza al generar el 15% del PIB y el 5% del empleo (Lele *et al.* 2002). En 1998, el sector forestal en la Amazonía brasileña generó alrededor de \$2.200 millones en ventas. Alrededor de 70.000 personas trabajaron en actividades extractivas, con otras 107.000 que trabajaron en el sector de procesamiento. El empleo en el sector de procesamiento se distribuyó entre aserraderos (70%), fabricantes de madera contrachapada (16%), producción de madera laminada (8%) y otras industrias procesadoras (6%). Por cada empleo directo creado, también se generaron dos empleos indirectos (en transporte, suministros y servicios, entre otros). El empleo directo e indirecto en las actividades forestales ascendió a 510.000 empleos en 1998. Los trabajadores en la industria forestal ganan un salario promedio anual de \$4.329, muy por encima del promedio de la Amazonía de \$1.620 y el salario mínimo anual de \$1.000 (Amend *et al.* n.d.). Aunque solamente una pequeña participación de los ingresos generados por la tala va a parar a las arcas públicas, el sector madera contribuye con alrededor del 10% de los impuestos cobrados en los estados de Pará y Mato Grosso (Barreto *et al.* 1998).

La Amazonía brasileña también ofrece un ejemplo de la forma en que los costos directos, ya elevados según BAU y en gran medida no satisfechos, pueden plantear un desafío incluso mayor para la transición a SEM. Aunque los gobiernos estatales en la Amazonía ampliaron la tierra bajo protección en los últimos años, las AP carecen de la capacidad y recursos para llevar a cabo una protección eficaz. Las deficiencias del sistema de AP de Brasil giran en torno a un déficit de financiamiento: solamente el 44% de las necesidades básicas reciben financiamiento, lo que deja una brecha anual de \$169 millones (cuadro 10.3). Esto ocasiona una insuficiencia de personal y, en consecuencia, una vigilancia y protección deficientes de las AP (Lele *et al.* 2002). WWF Brasil informó que el 23% de las AP de Brasil se encuentran en riesgo extremo y el 20% en alto riesgo. La tala ilegal es una de las mayores fuentes de ese riesgo (WWF 1999). El problema crítico con respecto al sistema de AP de Brasil es la limitada atención gubernamental que se presta a las políticas y al financiamiento de las PA con relación a las políticas del sector forestal que promueven rendimientos inmediatos y tangibles. En

Brasil, el costo estimado de un Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC) completamente funcional a nivel federal (escenario óptimo) es de \$471,7 millones, y el financiamiento actual es solamente el 28% de lo que se necesita (\$133 millones), lo cual se muestra en el cuadro 10.3⁵⁷. Asimismo, se necesitan \$1.000 millones para inversiones en infraestructura y planificación para los sistemas estatales y federales. Estas cifras no incluyen las Reservas Privadas del Patrimonio Natural ni están integradas al presupuesto de la Unión de Estados Federados (Ministerio de Medio Ambiente de Brasil 2007).

El suministro de agua sostenible y de alta calidad depende de ecosistemas bien conservados, los cuales con frecuencia se conservan en las AP.

Se han documentado ampliamente los beneficios para el ser humano de la conservación de hábitats silvestres y ecosistemas, como bosques tropicales, humedales, manglares, arrecifes de coral y de los bienes y servicios de la naturaleza como un todo. Por ejemplo, varios estudios indican que en promedio, por cada hectárea de bosque tropical intacto o manejado en forma sostenible convertida, perdemos el 39% de su valor económico total (VET) (Papageorgiou 2008).

La valoración del ecosistema no es una novedad. Por ejemplo, Constanza (1997) sistematizó más de 100 intentos de valoración de bienes y servicios ecosistémicos mediante una variedad de métodos. En ocasiones, los resultados se criticaron por aparentes incongruencias en las extrapolaciones y los indicadores macroeconómicos, con datos marginales nacionales o locales. Además, los estudios con frecuencia presentan valores y costos generales impresionantes, pero rara vez los desglosan en datos concisos, aptos para que los políticos los traduzcan en empleo, ingresos y ganancias gubernamentales. Por último, se requiere de un escrutinio profundo del diseño de la valoración económica para validar los supuestos y métodos utilizados, superar las incongruencias y fomentar una toma de decisiones informada.

Mediante un enfoque sectorial, esta sección ofrece evidencia de los beneficios económicos, directos e indirectos, de los ecosistemas de AP. El análisis estudia estos beneficios en términos de la disminución potencial de la productividad debido a la degradación del ecosistema que se produciría por no realizar ningún cambio o no actuar (BAU). Cuando es posible, evalúa el efecto que podría tener según SEM. La importancia de las AP para el crecimiento en la agricultura, la pesca, la actividad forestal, el turismo de naturaleza y los asentamientos humanos se analiza en las subsecciones, incluidas referencias al agua potable, la prevención de desastres naturales y la energía hidroeléctrica.

Agricultura

Los ecosistemas de las AP son importantes económicamente para la agricultura de varias formas. El agua es fundamental para el riego y otros

⁵⁷ Tipo de cambio US\$1,00 = R\$1,77, al 13 de mayo de 2010.

usos. Un suministro de agua sostenible y de alta calidad depende de ecosistemas bien conservados, los cuales con frecuencia se conservan en las AP. Las AP de los bosques tropicales ofrecen hábitats naturales para parientes silvestres de los cultivos genéticamente importantes, sin mencionar para las especies que polinizan los cultivos y controlan las plagas. Estos servicios con frecuencia son infravalorados; en el escenario BAU, los agricultores no están pagando por ellos.

Esta sección argumenta que las AP contribuyen con servicios esenciales a la agricultura y, por ende, están vinculadas con este sector. Sin embargo, la agricultura también requiere la conversión del hábitat natural. La demanda de alimentos, fibra y biocombustibles seguirá en aumento, en consecuencia, es esencial equilibrar las tierras convertidas con las AP a fin de mejorar la eficiencia agrícola. En general, la conversión desequilibrada de la tierra natural (escenario BAU) llevará a una agricultura menos que óptima.

RIESGO

Los recursos hídricos de las AP en ALC están mal administrados, a pesar de su aporte a la producción agrícola y al empleo, y se ven afectados negativamente por el sector agrícola. Se necesita una mayor investigación para evaluar los vínculos entre una menor calidad del agua, menores flujos y la gestión del ecosistema en las AP. Algunos resultados están disponibles para otras regiones. Por ejemplo, un estudio de la conservación de ríos dentro y fuera de las AP en Sudáfrica concluyó que solamente el 50% de los ríos dentro de las AP están intactos, pero que menos de ellos (28%) están intactos fuera de las AP, lo que ofrece una percepción del papel positivo que pueden desempeñar las AP en la conservación de ecosistemas fluviales (Nel *et al.* 2007). Las AP pueden ser útiles para desarrollar soluciones para la degradación en ecosistemas de agua dulce. El apéndice 10.1 ofrece una descripción general de las amenazas a los ecosistemas de agua dulce y la posibilidad de mitigación que ofrecen las AP en ALC.

Se calcula que la disponibilidad de agua para consumo urbano en **Venezuela** podría disminuir entre 0,5% y 1%/año, si la presión combinada de los niveles de deforestación y erosión observados actualmente en las áreas no protegidas se producen en las cuencas de los parques nacionales (Gutman 2002). La reducción del suministro de agua también tendría un efecto negativo en la agricultura de riego. Las AP bien administradas son fundamentales para la continuación del suministro de agua para la agricultura en la región. Los siguientes ejemplos dan fe de los efectos que tienen los ecosistemas forestales de las AP en el riego en Colombia, Perú, Venezuela y El Salvador.

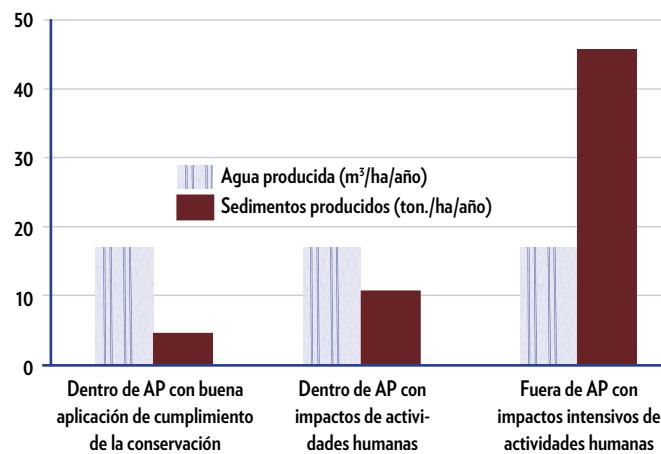
En **Colombia**, existe evidencia de importantes beneficios del riego suministrado por ríos del Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN) (Carriazo *et al.* 2003). Estos parques suministran agua directamente al 31% de la población de Colombia, lo que incluye los principales distritos de riego. De las 207.089 ha con riego a pequeña

y gran escala, 176.745 ha (85%) reciben agua de riego de las AP, lo que representa un 40% de la demanda nacional de agua (INAT 2002). El SPNN incluye cuatro de las seis principales redes de abastecimiento de agua del país; 12 de los principales distritos agrícolas usan agua del SPNN. El agua que se origina en el SPNN hace crecer cultivos valiosos, como arroz, papas y guisantes. Por ejemplo, los distritos de Córdoba y Tolima dependen de las fuentes de agua de los Parques Naturales de Paramillo y Las Hermosas. Ambos distritos se ubican entre los mayores productores de arroz y representan el 37% de la producción nacional de arroz (FAO 2010). El valor del arroz producido en Colombia en 2000 alcanzó \$521 millones, 2% del PIB industrial (Espinal, Martínez y Acevedo 2005).

La disposición de los agricultores a pagar por el agua de riego se calcula en \$734/ha/cosecha para el arroz, \$2.782 para las papas y \$444 para los guisantes. Claramente, el agua es un insumo valioso para la producción. El agua también es fundamental para la cría de ganado, en especial para ganado de carne, ganado lechero y cerdos. Alrededor del 10% de la demanda de agua en Colombia es para el ganado (Venegas 2001).

La actual gestión de AP BAU afecta negativamente la calidad y cantidad del agua. En el AP de Chingaza sobre Bogotá, las plantas del páramo ayudan a regular los flujos del agua (CIAT 2007). Las actividades humanas que reducen la vegetación del páramo y los bosques no solamente afectan los volúmenes de agua, sino que también generan sedimento que reduce la calidad del agua. La figura 10.3 compara los niveles de sedimentos producidos en las AP con una buena gestión (SEM), en las AP con gran impacto de las actividades humanas (BAU) y en los lugares fuera de las AP

Figura 10.3. Agua y sedimentos producidos con el creciente impacto de las actividades humanas



Fuente: Centro Internacional para la Agricultura Tropical, CIAT (2007). Estudio patrocinado por The Nature Conservancy, Bogotá Empresa de servicios sanitarios, Fundación Patrimonio Natural y el Servicio de Parques Nacionales Naturales



con un fuerte impacto. Los lugares con gran impacto de las actividades humanas generan más sedimentos que las AP con buena gestión, considerando el mismo nivel de producción de agua. La menor sedimentación reduce los costos de tratamiento de aguas. La Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) invierte anualmente \$4.5 millones para eliminar los sedimentos; se podría ahorrar millones al invertir en la conservación de la cuenca hidrográfica. El costo de mejorar la gestión de las cuencas hidrográficas en las AP es solo una fracción de los costos actuales de eliminación de los sedimentos. El presupuesto para la gestión de las AP en Colombia era bastante bajo, alrededor de \$142.000/AP/año (Carriazo *et al.* 2003); en los últimos años se ha duplicado, como mínimo. La disposición a pagar por una mejor calidad del agua gracias a la actividad de conservación dentro de las AP es de alrededor de \$0,001/m³, lo cual representa un beneficio agregado de alrededor de \$1,2 millones/año (Carriazo *et al.* 2003).

En Venezuela, alrededor del 20% del área bajo riego (450.000 ha) depende de los ecosistemas forestales en los parques nacionales. Las AP aportan entre un 10% y un 30% del agua a través de sistemas de riego durante los 30 años de vida útil de la infraestructura (Banco Mundial 2006); esa vida útil será más larga si la sedimentación es baja. De acuerdo con Gutman (2002; citado en Cartaya y Pabón 2009), el beneficio anual promedio de los sistemas de riego públicos y privados sustentados por las AP en Venezuela es de \$316 millones durante la vida útil de las instalaciones. Un ejemplo en Venezuela de la importancia de las AP para la agricultura de riego es el de las 4.600 personas que viven en el Parque Nacional Sierra Nevada, donde los agricultores locales se benefician de 29 sistemas pequeños de riego que se originan en el parque (Cartaya 2007).

En Perú, 376.000 ha se riegan con agua de las AP, lo que genera un valor de producción agrícola de \$514 millones/año. En 2005,

las exportaciones agrícolas se valoraron en \$1.300 millones; en consecuencia, el 40% de las exportaciones agrícolas dependieron de las AP (León 2006). Se presupone que la producción disminuirá con el tiempo debido al deterioro de los recursos hídricos según el actual enfoque BAU; se necesita investigación para calcular el tamaño de la disminución en el suministro de agua y el impacto en la agricultura de riego, si las AP siguen recibiendo un financiamiento insuficiente.

El Salvador es un ejemplo de mala gestión del agua y los bosques dentro y fuera de las AP bajo un enfoque BAU. Siendo el país más densamente poblado de América Latina, El Salvador enfrenta problemas relativos a la tierra. La presión de la población ha generado varias invasiones a las AP, lo que lleva a la destrucción y deterioro de hábitats, con conversión de los bosques, contaminación y sobreexplotación

de los recursos naturales, lo que se deriva en parte de la pobreza y la falta de conciencia ambiental. Es probable que algunas unidades del sistema nacional de áreas protegidas no contengan suficientes hábitats naturales o casi naturales para justificar el estado de AP. De Mesoamérica, El Salvador tiene la parte más pequeña de su territorio bajo protección formal (alrededor de 75.500 ha, 5% de esta área). La mayoría de las AP salvadoreñas son “parques de papel”, con una protección legal y física débiles. Las cuencas hidrográficas y las tierras agrícolas reciben una fuerte presión de las prácticas agrícolas no sostenibles y del uso de la leña. Un cuarto de las granjas sufren de una alta erosión del suelo y el 20% tienen considerables pérdidas de la productividad. En los últimos 20 años, el rendimiento de una muestra de manantiales de agua dulce disminuyó en un 30% (Banco Mundial/FMAM 2005).

Los costos de la degradación bajo BAU para la economía y la sociedad salvadoreña incluyen las pérdidas en salud debido a la contaminación del agua y del aire, y las pérdidas de productividad causadas por la erosión del suelo y la sedimentación de reservas hidroeléctricas y otros cuerpos de agua. Este costo fluctúa entre \$300 millones y \$400 millones/año o 3% y 4% del PIB del país (Panayotou 1988). Eso excluye las pérdidas de la pesca por la contaminación del agua y sobrepesca, el daño a la infraestructura por la contaminación del agua y la sedimentación, pérdida de madera y otros productos forestales, pérdida de biodiversidad debido a la deforestación y la pérdida de potenciales beneficios del turismo y las actividades recreativas. La falta de datos impidió realizar una valoración detallada de estas pérdidas adicionales; no obstante, en base a la evidencia fragmentada y la experiencia de otros países, es poco probable que estén por debajo de los \$200 millones/año, lo que lleva a una pérdida total de \$500 millones/año, o sea el 5% del PIB. Un sistema de AP ampliado y bien administrado podría, en el largo plazo, ayudar a reducir estas graves pérdidas (Panayotou 1988).

RECURSOS GENÉTICOS SILVESTRES

Las AP albergan parientes silvestres de los cultivos de muchas variedades agrícolas comercialmente importantes que los fitogenéticos pueden usar para mejorar sus cualidades, desde el tamaño y la nutrición, hasta la resistencia al frío, a la sequía, a las plagas y a las enfermedades. En la Región Andina, las AP son importantes bancos de germoplasma para las variedades de cultivos de papas y otras variedades de solanáceas y cultivos de raíz, granos, verduras, especias y frutas⁵⁸. Las AP en Mesoamérica son importantes para parientes de las familias del maíz, los frijoles y los zapallos. Dos ejemplos de México ilustran la importancia de los parientes silvestres de los cultivos.

- El descubrimiento de maíz silvestre perenne en la Sierra Madre del Sur de México en la década de 1970 llevó al establecimiento de la Reserva de la Biosfera de Sierra de Manantlán en 1988 (cambio de un escenario BAU a uno SEM). El maíz silvestre se cruza libremente con el maíz cultivado y es tolerante al menos a siete virus del maíz e inmune a tres⁵⁹.
- Durante el siglo XIX, el *Solanum demissum* silvestre mexicano se usó para desarrollar resistencia contra el hongo responsable de la roña de la papa y para mejorar el rendimiento de los cultivos. Más recientemente, se han probado papas genéticamente modificadas mediante un gen de otro pariente de la papa mexicana, *S. bulbocastanum*, para comprobar su resistencia al último hongo de la roña (Cummins 2006). Las AP comunitarias en el bosque de pino-encino de la Sierra Norte de Oaxaca, México, son conocidas como centro de la diversidad de parientes de la papa.

Estos servicios fitogenéticos son posibles gracias a que los ecosistemas protegidos ofrecen un hábitat a los parientes silvestres de los cultivos. Las prácticas BAU, como la fragmentación y la deforestación, están generando poblaciones más pequeñas y más aisladas de parientes silvestres de los cultivos y disminuyendo la diversidad al interior de estas poblaciones. Los hábitats fragmentados, los campos cultivados y las plantaciones de árboles tienen una menor probabilidad de sostener una reserva genética sólida y representativa. Las AP bajo SEM son fundamentales para sustentar la función del ecosistema y, por lo tanto, brindar servicios fitogenéticos continuos. El apéndice 10.2 incluye una lista de países, parques y vínculos con parientes silvestres de los cultivos y paisajes en ALC.

58 WWF “food stores”.

59 Ibid.

Pesca

Las áreas marinas protegidas (AMP) son una herramienta para mejorar la gestión de la pesca y la protección marina con vedas por temporada y a largo plazo, además de recaudar ingresos para los pescadores locales (CEFAS, por sus siglas en inglés: Centro para la Ciencia del Medio Ambiente, Pesquerías y Acuicultura). Pueden proteger zonas de desove y de cría, preservar los hábitats vulnerables, reducir la presión de la pesca al interior de las AMP, restablecer la diversidad y contribuir a la investigación sobre la gestión de la pesca.

Las AMP que protegen hábitats de peces esenciales ofrecen un seguro contra la sobreexplotación en otros lugares. Proteger los terrenos de desove y de cría es una herramienta bien establecida de la gestión de la pesca (Gell y Roberts 2003).

La posibilidad de que las AMP sirvan como seguro contra la sobrepesca ha atraído cada vez más atención, especialmente para las poblaciones cuyo estado es incierto o en regiones en las cuales es difícil aplicar el cumplimiento a toda la pesca. Los patrones de movimiento de las especies pescadas son esenciales para determinar la eficacia de las AMP para proteger poblaciones y producir efectos secundarios para sustentar la pesca en las áreas circundantes. Las redes de APM pueden ser esenciales para las poblaciones que dependen de otros lugares como fuentes de huevos y larvas (Murray *et al.* 1999). Las AMP

son difíciles, su patrullaje y vigilancia es costoso según BAU; es difícil determinar su eficacia. La mayor parte del control de las APM se realiza en mares tropicales y subtropicales (Fogarty y Murawski 2005). Los peces, generalmente, viven en hábitats específicos (por ejemplo, sistemas de arrecifes) y se quedan ahí; la permanencia de los peces es esencial para el éxito de la APM.

Las APM bien diseñadas y administradas pueden permitir que las poblaciones de peces aumenten, con beneficios tangibles para la pesca local. Establecer redes de APM es una forma viable de mejorar su eficiencia. Hallazgos recientes en la ecología marina sugieren un diseño único general de red de reservas de tamaño moderado y espaciado variable puede satisfacer las necesidades de la mayoría de los actores interesados en los recursos marinos (Halpern y Warner 2003). Al integrar redes de APM a gran escala en la gestión de la pesca, las disminuciones de la pesca se pueden revertir a la vez que ofrecen la protección urgentemente requerida a las especies y los hábitats marinos (Gell *et al.* 2003).

A nivel mundial, existen ejemplos
de transiciones de BAU a SEM
que han mejorado la protección
de la biodiversidad, la función del
ecosistema y los ingresos de los
pescadores locales en las AMP.



Los estudios de la reserva de la isla Apo (Filipinas) de Russ y Alcalá (1998, 2001, 2004) proporcionan evidencia de mejores capturas de peces en períodos prolongados, como efectos indirectos del AMP. Desde el establecimiento de las AMP en 1995, se ha registrado un aumento en la población de peces de las zonas circundantes en razón de 10 veces. Resultados similares se informan en Fiyi, donde una red de APM administrada localmente ha llevado a triplicar las capturas de peces y a un aumento de 35% en los ingresos locales durante solamente tres años (Mulongoy y Gidda 2008).

Aunque las reservas no extractivas y las redes son herramientas potencialmente valiosas de gestión de la pesca, los vacíos en el conocimiento pueden impedir el establecimiento de las APM al reducir la confianza de que sustentarán a las pesquerías circundantes (tales vacíos son típicos de BAU). De acuerdo con Sale *et al.* (2005), la planificación, los tamaños y el espaciado de las APM actualmente se deciden, en gran medida, mediante la geografía natural de los hábitats, acuerdos entre los distintos grupos de usuarios, problemas de cumplimiento y gobernabilidad y „conjeturas informadas” sobre aspectos ecológicos. Además de los vacíos de conocimiento, la ausencia de marcos coherentes de gobernanza y un cumplimiento deficiente (escenario BAU) hacen cuestionar la eficacia de la AMP.

A nivel mundial, existen ejemplos de transiciones de BAU a SEM que han mejorado la protección de la biodiversidad, la función del ecosistema y los ingresos de los pescadores locales en las AMP. Un estudio de 44 reservas marinas completamente protegidas y cuatro vedas de pesca a gran escala demostró un aumento en la diversidad de las especies pescadas y no pescadas; se documentó un aumento promedio del 23% en la riqueza de las especies. El aumento de la biodiversidad se asoció con grandes ganancias en la productividad de la pesca; se observó además un aumento promedio de cuatro veces en las capturas por unidad de esfuerzo en las reservas circundantes a las zonas de pesca (Worm *et al.* 2006).

Ha surgido evidencia de que las AMP también son una herramienta útil para mantener la cubierta de coral, así como para proteger los recursos pesqueros en aguas costeras e interiores, y los arrecifes, manglares, lechos de zosteras y algas marinas y los bosques que los sustentan. A fin de ilustrar la relación de las AMP con la pesca en la región de ALC, se presentan ejemplos de efectos positivos y negativos de AMP en el Caribe, Venezuela, Panamá y la Amazonía. También se considera un caso de Indonesia.

AMP de arrecife de coral: Selig (2010) recopiló una base de datos mundial de 8.534 encuestas de coral vivo desde 1969 a 2006, para comparar los cambios anuales en la

cubierta de coral dentro de 310 AMP con los de las áreas no protegidas. En promedio, la cubierta de coral dentro de las AMP se mantuvo constante, mientras que la cubierta sobre los arrecifes no protegidos disminuyó. Los resultados del estudio también indican que las APM más antiguas generalmente fueron más eficaces para prevenir la pérdida de coral (initialmente, la cubierta de coral siguió disminuyendo después del establecimiento de la AMP). La disminución de la cubierta de coral prosiguió durante alrededor de 14 años después de que comenzara la protección en el **Caribe**, posiblemente debido al tiempo necesario para que el ecosistema y sus organismos se recuperen de la sobreexplotación anterior. Selig concluye que la eficacia de las AMP para impedir la pérdida de coral depende fuertemente de la duración de la protección. Esto es congruente con conclusiones anteriores sobre poblaciones de peces comerciales en las comunidades de arrecifes de Europa y el sur de Australia.

Se cree que los ecosistemas de manglares son la fuente de grandes producciones para la pesca de captura. En el **Caribe**, se determinó que la biomasa de varias especies de importancia comercial era más que el doble en áreas en las cuales los hábitats adultos estaban relacionados con los manglares. Por ejemplo, se determinó que la presencia del ronco catire fue 26 veces mayor en los arrecifes cercanos a manglares sanos (SEM). Según un escenario BAU, especies como la del pez loro arcoiris desaparecieron después de que se erradicaron los bosques de manglar (www.panda.org/news_facts/newsroom/index.cfm?uNewsID=11035).

En **Venezuela**, hay aproximadamente 15.000 ha de ecosistemas de manglares en AMP (por ejemplo, los parques nacionales marinos de Morrocoy, Mochima, Laguna de Tacarigua y Archipiélago de Los Roques). Allí, la degradación de los manglares se ha calculado conservadoramente en 500 ha/año bajo BAU. El valor de las posibles pérdidas se ha calculado en \$12 millones durante un período de 30 años (Gutman 2002 citado en Cartaya y Pabón Zamora 2009). En el Parque Nacional Morrocoy, la extracción y la venta de

moluscos y otras especies provenientes de los manglares generan 376 trabajos temporales (Cartaya 2001). Durante la temporada de la cosecha, los pescadores y trabajadores del mercado intermedio pueden obtener ingresos adicionales de alrededor de \$140 y \$485 respectivamente (FUDENA 2004). De modo similar, en el Parque Nacional Laguna de Tacarigua, la captura anual de peces se calcula en \$1,3 millones y la pesca emplea un 41% de la fuerza laboral en la zona (Salvato *et al.* 2002). Suponiendo que estas APM mejoran la gestión (transición de BAU a SEM) para eliminar progresivamente la degradación de los manglares, la captura puede aumentar y generar beneficios adicionales para los pescadores locales. En estos casos, promover SEM tendrá sentido económico, social y ambiental, mientras que BAU probablemente eliminaría estos valores con el tiempo.

En Panamá, el Parque Nacional Coiba (PNC) se estableció en 1991 y durante varios años se mantuvo bajo un modelo BAU (gestión limitada o nula y baja inversión). En 2004, se le otorgó al parque estatus oficial de AP y se presentó un plan de gestión (comenzando así el cambio a SEM). En total, de un área de superficie de 254.822 ha, el 79% es APM. Un área adyacente está bajo la categoría de Zona Especial de Protección Marina (ZEPM) con 160.000 ha. La pesca del PNC ahora es controlada (se permiten pescadores artesanales en algunas zonas). Un estudio reciente de valoración del PNC calculó que la pesca en el parque genera 275 empleos directos y un ingreso promedio de \$260/persona (Conservation Strategy Fund, Series Técnicas 16, Ricardo Montenegro 2008). El total generado por la pesca en el parque fue de \$7,2 millones en 2007. El ingreso mensual promedio de los hogares de los pescadores asentados alrededor del parque se calculó en \$327, en contraste con el promedio de \$147 de quienes viven fuera del área. El valor neto de la pesca proyectado para los próximos 20 años, suponiendo que el parque continúe bajo SEM, es de \$20 millones. Se espera que el sector pesquero y el turismo sigan creciendo y que se creen más empleos.

Las AP terrestres para la pesca en aguas interiores también es importante. Estudios en la Amazonía demuestran la importancia de establecer reservas de extracción como una forma de implementar una gestión de pesca comunitaria. El caso más conocido es el del pirarucú (*Arapaima gigas*). En la actualidad, el pirarucú está en peligro de extinción debido a la sobrepesca (bajo el escenario BAU) realizada desde la colonización de la Amazonía (Santos *et al.* 2006 en Texeira 2002, 2008). Es un pez muy grande y su población disminuye con rapidez. La gestión comunitaria de las AP (cambio SEM) está ayudando a reconstruir las reservas y a sostener el ingreso para las personas que viven en o cerca de las AP.

Por otra parte, no queda claro si las AMP pueden apoyar todos los objetivos de gestión de la pesca. De forma similar a las AP terrestres, las AMP pueden tener efectos negativos al impedir la pesca en áreas sin captura con el consecuente efecto sobre los sustentos de las

personas. Un estudio del año 2005 de la ICRAN *et al.* (Lutchman *et al.* 2005) observa que la AMP de Soufrière en Santa Lucía ha aumentado significativamente la población de peces desde su establecimiento (cambio a SEM). Aunque esta reserva a la larga proporcione beneficios sostenibles a los pescadores locales, requirió que el 35% de los territorios de captura quedaran fuera, lo que impuso un costo a los pescadores locales en la forma de menores capturas provisionales (y mayor costo del combustible debido a los viajes más largos). Esto se podría haber evitado mediante una política de apoyo financiero para compensar a los pescadores las pérdidas sufridas durante la transición de BAU a SEM.

Bosque

El bosque en las AP incluye muchos tipos distintos de vegetación: los bosques tropicales húmedos y muy húmedos, los bosques nubosos y los bosques secos, los pantanos costeros y los manglares. En toda América Latina y el Caribe, las AP albergan la biodiversidad más rica en la Tierra. Sin embargo, esta riqueza está amenazada por la deforestación que se produce principalmente a través de la tala ilegal y de las prácticas de corte y quema en las AP. Asimismo, las AP están siendo invadidas y degradadas como consecuencia de la deforestación a zonas aledañas. La infraestructura de edificios, especialmente los caminos y las represas, contribuye a la deforestación en las AP y zonas aledañas. Tales situaciones son una consecuencia de las prácticas BAU tradicionales en la gestión de las AP.

COMPENSACIONES ENTRE BAU Y SEM EN LA GESTIÓN DE RECURSOS FORESTALES

Desde una perspectiva mundial, puede ser que, en la mayoría de los casos, la economía estaría mejor al conservar más en el margen (Papageorgiou 2008). Por cada hectárea de bosque tropical perdido, la economía pierde más de lo que gana. La falta de mercados para los SE obstaculiza la transacción necesaria para alcanzar la eficiencia. Los ecosistemas forestales pueden proporcionar varios servicios; cuando su valor es considerado, las AP con frecuencia constituyen un uso óptimo de la tierra.

Por ejemplo, en Selangor, Malasia se obtuvieron valores para diversos beneficios: madera y PFNM, suministro y regulación de agua, actividades recreativas y mantenimiento de reservas de carbono y especies en peligro, en bosques bajo regímenes de gestión SEM. Despues de comparar la tala convencional de alta intensidad con dos métodos de tala de impacto reducido, la primera se asoció con mayores beneficios privados para un ciclo de tala como mínimo, pero con menores beneficios sociales netos en los niveles nacionales y mundiales, debido a la pérdida de PFNM, protección contra inundaciones, reservas de carbono y especies en peligro. En su conjunto, el valor económico total (VET) del bosque fue un 14% mayor bajo BAU que cuando se adoptó un modelo SEM (Kumari 1994 en Balmford *et al.* 2002).

Este es un caso en el cual todavía era preferible BAU, al menos por el momento, a pesar de los considerables valores SEM.

En un caso parecido, la tala de impacto reducido en Camerún se comparó con usos de la tierra más convencionales, pero extremos. Los beneficios privados favorecieron la conversión a la agricultura a pequeña escala. Sin embargo, fue evidente que los beneficios netos, como los provenientes de los PFNM, el control de la sedimentación y la prevención de inundaciones fueron mayores según SEM, así como también los valores de secuestro de carbono, de legado y de existencia. El valor económico total (VET) para la opción SEM fue un 18% mayor que para la opción BAU de la agricultura a pequeña escala (Yaron 2001 en Balmford *et al.* 2002, 2004).

Las siguientes subsecciones ofrecen una descripción general de casos BAU y SEM de contribución de los bosques de las AP al crecimiento económico, al reducir la deforestación y generar ingresos para los gobiernos mediante concesiones, impuestos y almacenamiento de carbono.

REDUCCIÓN DE LA DEFORESTACIÓN

Ejemplos de Costa Rica, México, Perú y Guatemala se incluyen a fin de ilustrar la forma en que las AP y sus bosques comunitarios pueden ser la base de estrategias para reducir la deforestación.

Andam *et al.* (2008) evaluaron el impacto del sistema de AP de **Costa Rica** en la deforestación entre 1960 y 1997 y determinaron que la protección redujo la deforestación: alrededor del 10% de los bosques protegidos se hubieran deforestado si no se hubieran protegido. Mas (2005), mediante un método que permite trazar el mapa de una zona de amortiguamiento alrededor de una AP que presenta condiciones similares con respecto a un conjunto de variables ambientales, evaluó la eficacia de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, una AP ubicada en el sudeste de **México**. La tasa anual de deforestación en esa AP, así como en la zona de amortiguamiento estándar (basada solamente en la distancia desde la AP) y la zona de amortiguamiento “similar” (considerando la distancia junto con algunas variables ambientales) fue de 0,3, 1,3 y 0,6%, respectivamente. Estos resultados demostraron que la AP fue eficaz en la reducción de la velocidad de la tala, pero que la comparación con la zona de amortiguamiento estándar ofrecía una visión excesivamente optimista de su eficacia.

Oliveira *et al.* (2007), mediante un sistema de detección de daño forestal de Carnegie⁶⁰, demostró que, entre 1999 y 2005, las tasas



de modificación y deforestación en la **Amazonía peruana** fueron de un promedio de 632 km²/año y 645 km²/año, respectivamente. Sin embargo, solamente entre el 1% y el 2% de la deforestación se produjo dentro de las AP naturales; los territorios indígenas solo tuvieron un 11% de modificaciones del bosque y un 9% de deforestación y las recientes concesiones forestales brindaron una protección eficaz contra la tala forestal. Aunque se han producido recientes aumentos en las tasas de modificación y deforestación, las políticas de uso de la tierra relacionadas con las AP y la lejanía sirven para proteger la Amazonía peruana.

Bray *et al.* (2008) probaron las hipótesis que afirman que los bosques comunitarios y las AP son estrategias para reducir la deforestación. Los autores evaluaron la hipótesis de la actividad forestal comunitaria y la hipótesis de las AP en bosques comunitarios con producción de madera comercial y estrictos enfoques de AP en el bosque maya de

Guatemala y México. Los autores concluyeron que los bosques comunitarios habitados desde hace mucho tiempo y administrados para la extracción de madera pueden ser tan eficaces como los parques no habitados en la entrega de protección forestal a largo plazo y más eficaces en la entrega de beneficios locales. El estudio comparó 19 comunidades y 11 AP en períodos de 1988 hasta 2005. Las estadísticas sobre tasas de deforestación, mapas de la LUCC (imágenes satelitales), datos sobre el impacto económico local e investigación etnográfica brindaron la evidencia que respalda la conclusión.

CONCESIONES FORESTALES E IMPUESTOS

Para muchos países con considerables recursos forestales, los ingresos provenientes de los impuestos, la madera y los productos forestales son bajos. Los ingresos tributarios bajos envían mensajes equivocados al mercado y tienen un efecto negativo en el gasto del gobierno para gestión de los bosques, lo que puede ocasionar una degradación de los recursos forestales, incluidos los que se encuentran en las AP (escenario BAU). Cuando los impuestos y los cargos sobre la madera y otros productos forestales se fijan a niveles adecuados, los gobiernos tienen un derecho adquirido en la gestión sólida de los bosques, la tala comercial sostenible y la prevención de la actividad ilegal a fin de asegurar los flujos de ingresos futuros. Esto incluye los ingresos de las AP que permiten un uso sostenible de los recursos forestales (por ejemplo, reservas de extracción en la **Amazonía brasileña**). Los ingresos perdidos debido a la tala ilegal según BAU pueden costar a los gobiernos y las economías millones de dólares al año.

⁶⁰ Sistema de Análisis Carnegie Landsat, CLAS, <http://asnerlab.stanford.edu>.

Los impuestos sobre las AP de bosques administrados en forma sostenible pueden ser una importante fuente de ingresos para los gobiernos. Sin embargo, además del bajo rendimientos en ALC y en la mayor parte del mundo en desarrollo, este potencial sigue estando en gran medida desaprovechado (escenario BAU) y representa pérdidas significativas de los impuestos no cobrados. Esta situación se debe a las significativas brechas existentes entre los marcos legales y regulatorios, y a los sistemas obsoletos de cobro de impuestos. Por ejemplo, un estudio financiado por el Banco Mundial calculó las pérdidas financieras directas anuales de los gobiernos por la tala ilegal y la corrupción relacionada: entre \$12 millones y \$18 millones para **Honduras** y entre \$8 millones y \$12 millones para **Nicaragua**; donde el valor económico bruto de la “madera clandestina” se calcula entre \$55 millones y \$70 millones para Honduras y de \$20 millones para Nicaragua. Estas sustanciales pérdidas se podrían reducir al mínimo al incorporar nuevas AP establecidas bajo regímenes de gestión similares a las reservas de extracción y bosques nacionales (*flonas*) de Brasil.

La tala es el principal medio por el cual se materializan los beneficios de mercado de los bosques tropicales. La tala constituye un componente significativo de los ingresos tributarios en muchos países en desarrollo con abundantes bosques, como Brasil, Bolivia y Perú. Sin embargo, la proporción calculada de la madera talada ilegalmente (en 2002) en Bolivia, Brasil (Amazonía) y Colombia fue del 80%, 85% y 42%, respectivamente (Fern 2002; Smith, W. 2002).

La incorporación de las concesiones forestales en las AP bajo regímenes especiales presenta un importante potencial en términos de ingresos públicos. En Brasil, las actuales AP cubren aproximadamente el 28% de la Amazonía. La mayoría de estas áreas son reservas indígenas, parte del sistema nacional de unidades de conservación (SNUC). De las regiones protegidas, solamente las reservas de producción (3,2% de la Amazonía) permiten la explotación forestal. Un 72% de la región carece de protección y podría, teóricamente, asignarse a la producción de madera, al mismo tiempo que se expanden las AP. Estudios indican que el 23% de la Amazonía brasileña podría establecerse como FLOMAS, relacionadas con las AP. Además de las reservas indígenas, donde ya está permitida la tala, otras AP existentes en la región de la Amazonía se pueden usar para establecer zonas de amortiguamiento basadas en FLOMAS en parques y reservas completamente protegidos, para generar ingresos (Veríssimo et al. 2002; Thurston et al. 2006).

Las concesiones de tala en los Bosques Nacionales (un tipo de AP) en Brasil es un caso a destacar. El Bosque Nacional Jamari (BNJ), en Rondonia, fue el primer caso. Una unidad de conservación federal autosostenible, el BNJ tiene 220.000 ha, de las cuales 90.000 ha se han entregado a una concesión forestal como parte de la estrategia gubernamental para la gestión sostenible de bosques públicos (un enfoque SEM). El uso sostenible de los bosques es parte del Plan de Gestión del BNJ, aprobado por IBAMA en 2005. De acuerdo con la ley brasileña, los ingresos de la concesión forestal dentro del

bosque nacional los comparten el Instituto Chico Mendes, 40% (conservación de la biodiversidad), el estado donde se ubica la concesión, 20%, el gobierno municipal, 20%, y el Fondo Nacional del Desarrollo Forestal, 20% (Servicio Forestal Brasileño).

De acuerdo con el Servicio Forestal Brasileño (SFB), el área de concesión forestal planificada para el Distrito BR 163 en 2010 es de 8,9 millones de hectáreas. El valor anual de la producción potencial de esta concesión (2.881.061 m³) se calcula en \$576 millones. Además, los posibles ingresos anuales se calculan en \$64 millones, y el posible efecto en el empleo directo e indirecto será la creación de 28.000 y 43.000 empleos, respectivamente.

Estos estudios indican que, con base en estándares sólidos para otorgar acceso a las empresas madereras y niveles adecuados de impuestos, es viable la creación de un fondo de indemnizaciones. Los ingresos obtenidos por la concesión se depositarían en el fondo de indemnizaciones y, al término del período de tala, podrían fluctuar entre \$140 millones y \$1.300 millones. Este modelo SEM de explotación forestal de impacto reducido, en combinación con el sistema tributario y el fondo de indemnizaciones, brinda la capacidad de generar un modelo óptimo a largo plazo de ingresos tributarios para los gobiernos. Por ejemplo, los recursos del fondo se pueden usar para financiar proyectos forestales en las AP y en las zonas de amortiguamiento, como la de plantaciones forestales o servidumbres de conservación (propuesto por Katzman y Cale 1990 en Thurston et al. 2005), lo que además ayuda a disminuir las pérdidas derivadas de la tala ilegal. Aunque el marco institucional y regulatorio necesario para establecer el fondo requerirá trabajo, este modelo SEM combinado podría ser mucho más atractivo para los responsables de la toma de decisiones. Sin embargo, la gestión de la madera conlleva riesgos para la biodiversidad y los SE, al igual que el aumento de la caza, la susceptibilidad a los incendios, y a las enfermedades (Nepstad et al. 1999, 2004; Pattanayak y Wendland 2007).

ALMACENAMIENTO DE CARBONO

En la actualidad, gracias a que los gobiernos están tomando medidas para la mitigación y adaptación al cambio climático, las AP han surgido como una de las estrategias para la mitigación. Las AP proveen un importante servicio de almacenamiento de carbono; millones de toneladas de carbono se acumulan en los bosques de las AP. El valor de tales servicios y el posible pago por este secuestro está siendo ampliamente debatido.

La tala de bosques contribuye con el 20% de las emisiones de CO₂ mundiales. Disminuir la pérdida de los bosques reduce las emisiones y, por ende, es un servicio fundamental proporcionado por las AP. Los pagos por almacenamiento de carbono en las AP podrían significar una considerable corriente de ingresos para los países en desarrollo con bosques en pie (por ejemplo, transferencias en divisas y financiamiento para pagar la transición a SEM). El argumento para

ello es válido si las AP están bajo la amenaza directa de la deforestación. Las amenazas directas incluyen principalmente la tala ilegal y las prácticas de corte y quema. En este contexto, es fundamental comprender la medida en la cual las AP están, de hecho, sujetas a la deforestación (IPCCF 2007).

También es importante hacer una distinción entre el carbono que contienen los bosques maduros en las AP existentes y el carbono capturado por la reforestación cuando se crean nuevas AP en áreas que estaban deforestadas. Ambos pueden vincularse a incentivos de programas relacionados con REDD (reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal) basados en un sistema de reducciones compensadas (por ejemplo, el Fondo para reducir las emisiones de carbono mediante la protección de los bosques). El financiamiento fluiría desde países desarrollados a países en desarrollo para apoyar la conservación de los bosques.

Un reciente estudio del PNUMA evaluó la pérdida de los bosques dentro de la red del bioma de los bosques tropicales húmedos durante 2000-2005 (Campbell *et al.* 2008). Dicho estudio concluyó que la mayor pérdida de áreas de bosque se observó en los neotrópicos (la mayoría de ALC), que contienen la mayor cantidad de los bosques en pie. La tasa de deforestación observada se calculó en 2,39%. El estudio calculó que, durante el mismo período, se talaron más de 1,7 millones de hectáreas dentro de las AP en los trópicos húmedos (0,81% de su bosque). El estudio también determinó que la tasa de deforestación en las AP neotrópicas es baja (0,79%), pero que más de la mitad de la pérdida total mundial de bosques tropicales húmedos dentro de las AP se produjo en esta región. Alrededor del 75% de las emisiones de la deforestación de las AP proviene de los neotrópicos.

A pesar de la pérdida continua de bosques en las AP, las AP del bioma de los bosques tropicales húmedos contenían 70 Gt de carbono aproximadamente. Las AP neotrópicas en promedio tenían reservas de carbono más altas, totalizando más del doble que las reservas de carbono combinadas en las AP de las demás regiones. En consecuencia, mejorar la eficacia de las AP forestales⁶¹ (transición de BAU a SEM) en la región tiene un considerable potencial de generación de ingresos y ganancias en divisas (Campbell *et al.* 2008). Los siguientes ejemplos de Venezuela, Colombia, Chile, Brasil, Bolivia y México ilustran el valor del secuestro de carbono en las AP.

En **Venezuela**, los informes preliminares calculan el valor del carbono almacenado en el Parque Nacional Canaima en \$1.000 millones, de la Reserva Forestal Imataca en \$94 millones y de la Sierra Nevada en

Colombia en \$4,5 millones (Bevilacqua *et al.* 2006; Gutman 2002; Banco Mundial 2006). Las áreas forestales en **Chile** incluyen diversos tipos de bosques, que tienen distintas capacidades de almacenamiento de carbono. Figueroa (2007) calculó el valor del servicio de secuestro de carbono que proporcionan las AP forestales en Chile en \$414 millones.

En **Brasil**, el Programa de Áreas Protegidas de la Amazonía (ARPA) fue creado por el gobierno brasileño en 2003, con apoyo del FMAM para proteger el 50% de los bosques restantes de la Amazonía. ARPA apoya las Áreas Protegidas del Sistema Nacional (SNUC). Durante la década 2003-2013, ARPA estableció como objetivo la protección de 500.000 km² de ecosistemas naturales, principalmente bosques. A pesar de sus claros beneficios para la conservación de la diversidad biológica y la protección de grandes reservas de carbono, poco se sabe del papel de ARPA en la reducción de los gases de efecto invernadero. A fin de determinar la contribución de ARPA al secuestro de carbono, se usaron las tasas históricas de deforestación entre 1997 y 2007 para calcular la deforestación futura basada en escenarios para 2050. El autor concluyó que las AP creadas entre 2003 y 2008 (incluidas las sustentadas por ARPA), reducirán las emisiones de la deforestación de 3.300±1.000 millones de carbono, para 2050. De esta reducción prevista, el 12% se puede atribuir a las 13 AP creadas por el Programa ARPA. La contribución de las AP en el Amazonas es, por ende, esencial para reducir la deforestación en el Amazonas y las emisiones de carbono asociadas están implícitas en tal cambio del uso de la tierra (Soares *et al.* 2008).

El proyecto de Acción Climática Noel Kempff de **Bolivia** está estableciendo métodos creíbles y verificables para cuantificar los

Cuadro 10.6. Valor calculado del carbono almacenado en bosques de países seleccionados en ALC

País	No. de hectáreas de bosque (miles)	Carbono en biomasa (millones de toneladas)	Valor calculado (millones de \$) ¹
Cuba	2.713	347	2.734
República Dominicana	1.376	82	646
Nicaragua	5.189	716	5.642
Panamá	4.294	620	4.886
Bolivia	58.740	5.296	41.732
Brasil	477.698	49.335	388.760
TOTAL	859.925	77.066	607.280

Fuente: FAO (2009).

¹ De acuerdo con Hamilton *et al.* (2010), los precios de los créditos de carbono forestal fluctuaron entre \$0,65/tCO₂ a más de \$50/tCO₂, pero con el tiempo, el precio promedio ponderado por volumen que se usó para este cálculo fue \$7,88/tCO₂.

⁶¹ Los posibles pagos basados en el desempeño por reducir las emisiones producto de la deforestación y/o la degradación forestal a través de los programas REDD dependerá de la capacidad del país para (a) demostrar "propiedad" de REDD y capacidad de supervisión adecuada y (b) establecer un escenario de referencia creíble y opciones para reducir las emisiones. (<http://www森林碳伙伴关系.org> consultado en mayo de 2010).

beneficios de gases de efecto invernadero del cambio en el uso de la tierra y de los proyectos forestales. El proyecto se desarrolló bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) para conservar bosques naturales que de lo contrario habrían sido sujetos de la tala convencional continua y a conversión agrícola. Se realiza un control periódico de las reservas de carbono pertinentes durante los 30 años de vida útil del proyecto (en 1999, y posteriormente, cada cinco años) para establecer la diferencia entre los escenarios con proyecto y los escenarios sin proyecto (Brown *et al.* 1999).

En México, de acuerdo con Besaury y Pabón (2009), el carbono existente en la AP federales, que representa alrededor de cinco veces las emisiones producidas por el país en 2004, tendría un valor de \$28.000 millones al precio promedio pagado por el mercado internacional en 2007.

La información sobre el valor del carbono almacenado en la región de ALC es incompleta. Un estudio reciente de la FAO (2009) calculó el valor del carbono almacenado en seis países (pequeños y grandes) en \$607 millones. Esta información se encuentra a continuación en el cuadro 10.6.

Aunque estos ejemplos ilustran los beneficios potenciales de mejorar la conservación de los bosques en las AP con un cambio de BAU a SEM, es necesario realizar más investigación para evaluar la eficacia de las AP para reducir la deforestación y la viabilidad de movilizar financiamiento basado en el carbono. Todos los flujos de financiamiento de este tipo se agregarían a los provenientes de mecanismos mejor probados de generación de ingresos como las concesiones forestales, los impuestos y los PSA, entre otros. El costo de cambiar de BAU a SEM en las AP puede ser significativo, pero no es imposible de cubrir.

Turismo de naturaleza

Esta subsección analiza la contribución de las AP al turismo de naturaleza (TN) y a través del análisis de la contribución del turismo en general al crecimiento, presentado en el capítulo sobre Turismo. El TN, también conocido como ecoturismo, ofrece experiencias directamente relacionadas con los atractivos naturales. El TN implica vivir la naturaleza a diversos niveles: aventuras sencillas, aprender sobre las relaciones entre el hombre y la naturaleza y valorarlas y regresar a la naturaleza (www.vcc.vic.gov.au/2008vcs/glossary.htm). El TN con frecuencia se combina con otras categorías de turismo⁶².

Las AP ofrecen atractivos naturales en torno a los cuales se organiza el TN. Sin estos atractivos, el TN no sería posible. Las AP ofrecen hábitats continuos con plantas y animales silvestres, comidas exóticas, agua dulce y aire fresco, vistas y servicios culturales esenciales para el TN. Los turistas consideran más valiosas las experiencias del TN,

senderismo, observación de la vida silvestre (incluida la observación de aves y ballenas), el buceo, la pesca deportiva, la caza, el descenso en balsa por ríos de aguas rápidas, el kayakismo y el canotaje, cuando se realizan en ecosistema sanos, como los que se encuentran en las AP. Un reciente estudio en 138 destinos en el Caribe determinó que el establecimiento de AP marinas (APM) aumentó significativamente el turismo de buceo (Worm *et al.* 2006). Lo anterior fue corroborado por estudios en Belice, Costa Rica, Dominica y Ecuador, que indican que para entre el 50% y el 70% de los turistas, las AP fueron un factor importante en la elección de su destino (Boo 1990 en Dharmaratne *et al.* 2000), y en Costa Rica, el 66% de todos los turistas que ingresaron al país entre 1992 y 1996 informaron que visitaron una AP.

El TN es uno de los segmentos de más rápido crecimiento de la industria del turismo con una tasa de crecimiento anual de entre 10% y 30%; actualmente, más del 40% de todos los turistas internacionales son turistas de la naturaleza (OMT). Las actividades relacionadas con el TN en las AP tiene un valor económico derivado del uso directo o de la interacción con los SE de las áreas protegidas. Este valor se puede medir con indicadores como el gasto, el empleo, los ingresos tributarios y las ganancias en divisas. Existe evidencia de que las AP hacen una contribución importante al crecimiento económico incluso en condiciones de poco financiamiento (prácticas BAU); se presupone que si las AP cambian a prácticas SEM, el TN generará un mayor valor económico. Para este informe, se presupone que el TN basado en la AP se puede ver debilitado por inversiones insuficientes en las condiciones necesarias para administrar bien el TN y la AP que lo sustenta (escenario BAU, caracterizado por externalidades negativas importantes).

Existe abundante información en ALC sobre los beneficios relacionados con el TN en las AP. Los siguientes ejemplos ofrecen evidencia del impacto económico del TN en las AP, en término de empleos e ingresos, divisas, multiplicadores económicos y financiamiento.

CREACIÓN DE EMPLEOS E INGRESOS

El TN crea una variedad de oportunidades en las áreas rurales, principalmente al ofrecer oportunidades a empresas de pequeña escala en las poblaciones locales y empleo en el sector de los servicios (aunque la mayoría de baja especialización). En México, por ejemplo, de acuerdo con la Secretaría de Turismo (2000), el turismo (como el TN) genera 1,8 millones de empleos. En Estados Unidos, el sector de viajes y turismo es fundamental para la economía del país; es el tercer mayor sector en términos de empleo que representa alrededor de 17 millones de empleos (Travel Industry Association, Discover America Partnership: <http://tia-dap.org/about.aspx>).

El Parque Nacional Morrocoy de Venezuela recibe a unos 1,5 millones de visitantes al año. El flujo de turistas tiene un considerable efecto

⁶² Las categorías de turismo inclusivo de acuerdo con GNABTA son: étnico, cultural, histórico, ambiental, recreativo y de negocios.

Cuadro 10.7. Empleo del TN en áreas protegidas en Venezuela

Parque nacional	Beneficiarios	Empleo
Los Roques	Personas locales	El 40% de la población tiene entre 18 y 70 años de edad
Mochima	Personas locales	El 35% de la población vive del turismo
Canaima	Personas locales, Valle de Kamarata (1996)	El 39% de 328 hogares recibe ingresos del turismo, que benefician a 544 personas (el 43% de la población en el área); 108 de 157 trabajadores laboran en el turismo (85% hombres) como guías, conductores, cocineros, etc.
	Programa de turismo comunitario (PAT)	57 hogares asociados a una cooperativa de turismo (Cooperativa Emasensen)
Sierra Nevada y La Culata	Programa de turismo comunitario	135 empresas familiares; 1.256 beneficiarios en 28 comunidades
Sierra Nevada	Personas locales (Gavidia, Los Nevados)	236 empleos
Morrocoy	Personas locales en la zona de amortiguamiento	5.051 empleos permanentes y 1.719 durante la temporada alta, con un total de 6.730. Genera alrededor del 50% de los empleos de la municipalidad
	Personas locales	El 80% de los hogares reciben ingresos de las actividades turísticas; el 58% de los empleos están relacionados con el turismo

Fuente: Bioparques, diversos años; Ecology & Environment (2002a y 2002b); Programa Andes Tropicales, estadísticas no publicadas; Cartaya et al. (2002); Medina (2001).

en la economía local. El gasto promedio por visitante en Morrocoy, en 2001, fue de \$135, para un total anual de \$203 millones. Durante los fines de semana, debido a la llegada de los turistas, se duplica la población en el pueblo cercano; la población local ofrece diversos servicios de apoyo necesarios. Se calcula que se han creado 5.000 empleos permanentes en áreas adyacentes al parque nacional (la mitad del empleo en el área); el 80% de los ingresos tributarios proviene de actividades relacionadas con el turismo (Cartaya y Pabón 2009). Las AP más visitadas en el país, como esta, proporcionan entre un 30% y 50% de los empleos locales. El cuadro 10.7 ilustra las conclusiones de Cartaya y Pabón (2009) sobre la generación de empleos del TN en las AP venezolanas.

Las AP venezolanas generan muchos empleos en el sector de servicios, por ende, aumenta el ingreso del grupo familiar, principalmente mediante los negocios relacionados con el turismo en las AP. Durante la temporada alta, los grupos familiares pueden duplicar sus ingresos. Algunos casos pertinentes son el Parque Nacional Canaima, donde los ingresos mensuales de un grupo familiar van de \$103 a \$246, bajo la nueva gestión pública (NPM, por sus siglas en inglés) de \$207 a \$606 en la temporada alta (Cartaya 2007 en Cartaya y Pabón 2009).

El Parque Nacional Madidi (NPM) en Bolivia, establecido en 1985, abarca 18.957 km² en el Departamento de La Paz. Antes y durante

los primeros años después del establecimiento del parque, según el escenario BAU, la extracción no controlada de madera crecía a una tasa impresionante. La agricultura de corte y quema y de subsistencia, con uso intensivo de sistemas agrícolas inadecuados que los colonos trajeron del altiplano, era el único sustento de las comunidades. Los empleos eran sumamente escasos; los aserraderos y la tala eran las principales fuentes de empleo temporal para la población local. El establecimiento de la NPM y un cambio a SEM ha tenido un efecto significativo en términos de conservación y mejoramiento de los sustentos locales. Un estudio reciente calculó que la NPM y la ANMI (Área Natural de Manejo Integrado) circundante generaron en 2007 más de 1.600 empleos relacionados con el turismo e ingresos totales del turismo de \$2,4 millones (Escobar et al. 2009).

Según la Subsecretaría de Turismo de Bolivia, el turismo creció en un 10% entre 2004 y 2007. Más de 1,5 millones de turistas visitaron Bolivia en 2007 (un tercio eran extranjeros), lo cual generó \$292 millones de ganancias en divisas. Un total de 82.770 visitaron las AP (16% de visitantes extranjeros). Se calcula que el turismo en las AP de Bolivia genera más de 19.800 empleos y \$50 millones en PIB (Escobar et al. 2008).

En Chile, el efecto del turismo internacional en la economía nacional se calculó de dos formas. En primer lugar, según el número de turistas que visitaron las AP en 2005⁶³ multiplicado por su gasto

63 GT=GD*ND*NV. GT (gasto total), GD (gasto diario), ND (número de días de permanencia) y NV (número de visitas).

diario; en segundo lugar, suponiendo que todos los turistas que van a Chile están motivados por la existencia de las AP. En consecuencia, todos los gastos turísticos en Chile se deben, en parte, a la presencia de AP. La contribución anual de este sector se calculó en \$54 millones y \$336 millones, respectivamente. Además, la contribución del turismo nacional en las AP se calculó en \$10 millones anuales (Figueroa 2007). Considerando la brecha financiera del sistema de AP en Chile, calculado en \$8,8 millones, la mitad de las necesidades básicas de conservación (cuadro 10.3), parece que las AP chilenas están bajo prácticas BAU. Se supone que al mejorar la gestión hacia SEM, el sistema de AP chilenas contará con una capacidad mejorada de administrar el turismo sostenible de tipo TN y que los ingresos del turismo aumentarán en forma progresiva. Por el contrario, si estas AP se descuidan, permaneciendo bajo BAU, los ingresos del turismo pueden disminuir debido al desgaste del ecosistema.

INGRESOS TRIBUTARIOS

Tal vez el efecto económico más importante de TN-AP para los gobiernos locales y nacionales proviene de cargos e impuestos, como los impuestos sobre la renta de personas que trabajan en el sector de TN y otros tipos de ingresos como el impuesto sobre los bienes, el IVA, el impuesto sobre las exportaciones, cuotas de ingreso y regalías de concesiones. En Estados Unidos, por ejemplo, la industria de los viajes y el turismo genera alrededor de \$105.000 millones en ingresos tributarios⁶⁴. Todavía no están disponibles los datos sobre los ingresos tributarios en ALC y los ingresos se ven seriamente socavados por las prácticas BAU: baja inversión en el turismo de las AP y las condiciones de sistemas de cobro de impuestos no funcionales o inexistentes. Esta área fundamental de la política de financiamiento y del área de implementación requiere de investigación y acciones de política.

GANANCIAS EN DIVISAS

El turismo es importante para los países en desarrollo porque este sector es uno de los principales generadores de divisas de “exportación” para el 83% de los países en desarrollo. Es la principal exportación para muchos de los países más pobres. En los 40 países más pobres del mundo, el turismo es la segunda fuente más importante de divisas, después del petróleo. Durante la década pasada, el turismo ha sido el único gran sector del comercio internacional en servicios donde los países pobres han logrado sistemáticamente un superávit. El turismo internacional está aumentando a una tasa anual de 9,5% en los países en desarrollo, en comparación con un 4,6% en el mundo (The International Ecotourism Society 2000). La contribución del TN a ALC alcanza su máxima visibilidad en términos de PIB y ganancias en divisas en las pequeñas islas con una base sólida de TN. En los países más grandes con economías más diversificadas, el perfil del TN será menor. El cuadro 10.8 describe al turismo como porcentaje del PIB y de las exportaciones en países seleccionados.

⁶⁴ Ibid.

Cuadro 10.8. El turismo como porcentaje del PIB y de las exportaciones en países de ALC seleccionados

País	% del PIB	% de las exportaciones
Belice	14	31
Jamaica	18	37
Barbados	28	51
Bahamas	35	60
México	1,4	4,6
Guatemala	2,7	13,8
Bolivia	1,9	11
Perú	1,7	11

En Costa Rica, aunque solamente se gastaron \$12 millones anuales en el mantenimiento de las AP en 1991 (bajo un escenario BAU), las divisas que generaron los parques superó los \$330 millones provenientes de 500.000 visitantes (WWF 2008). Dado el reconocimiento de la importancia de las AP en Costa Rica, el gobierno ahora está implementando una estrategia integral para lograr el financiamiento óptimo (el enfoque SEM deseado) para su sistema de áreas protegidas (SINAC).

EL EFECTO MULTIPLICADOR DEL TN

Los turistas que visitan las AP gastan mucho más que el precio de entrada y las experiencias de TN; también pagan por viajes y transporte local, alojamiento, alimentación, mercancías y souvenirs dentro y fuera de las AP. Por lo tanto, los turistas generan considerables ingresos en diversos sectores. Por ejemplo, de acuerdo con la CONANP (2007), unos 5,5 millones de turistas visitaron las AP federales en México en 2006, se calcula que gastaron alrededor de \$286 millones en las AP y sus alrededores, lo que corresponde al 2,3% del gasto de los viajeros internacionales que visitan México.

Al igual que cualquier sector, el turismo crea una cadena de actividades económicas que beneficia no solo a quienes entregan directamente los servicios a los turistas y sus empleados, que ganan más y consumen más, sino también a sus proveedores y a los proveedores de sus proveedores. Esta larga cadena multiplica la suma inicial generada por los turistas.

De acuerdo con el Ministerio Planificación y Desarrollo de Bolivia (2001), cada dólar gastado en turismo de naturaleza y turismo cultural en Bolivia genera otros \$1,2 en beneficios indirectos (Fleck 2006). Este fue el mayor multiplicador de una lista que incluye a la minería, la extracción de gas y petróleo, la agrobiodiversidad y los

sectores forestal, pesquero y de caza. Es posible que el alto efecto multiplicador del turismo cultural y de naturaleza en Bolivia se deba a que el sector utiliza muchos recursos humanos, en los cuales la mano de obra es uno de los principales insumos para proveer los servicios entregados a los turistas. Las empresas de turismo de naturaleza (TN) han florecido paralelo a las áreas protegidas. El TN es especialmente beneficioso para las pequeñas empresas, incluidas las del sector informal de servicios.

FINANCIAMIENTO DE LAS AP

El efecto del TN en el financiamiento de las AP bajo las prácticas BAU es sumamente módico, lo que deja considerables brechas financieras en estos sistemas de AP (por ejemplo, cuadro 10.3). Los cálculos iniciales de TNC (2008) sugieren que los precios de entrada a las AP combinados con las concesiones turísticas componen alrededor del 11% del financiamiento de las AP⁶⁵. Los ingresos del turismo para las AP están poco diversificados bajo un enfoque BAU. Estos ingresos se basan mayormente en precios de entrada rígidos; las concesiones son la excepción, no la regla. Un aspecto clave de la transición a SEM es la diversificación de los precios de entrada para ofrecer más opciones en términos de tipos de pases, tarifas de los servicios, puntos de venta y formas de pago. No todas las AP tienen un potencial turístico que se pueda explotar, algunas son demasiado remotas, carecen de infraestructura o limitan las visitas para proteger ecosistemas frágiles.

AP PRIVADAS

Las AP privadas (reservas) se están convirtiendo en una herramienta cada vez más importante para la conservación, mayormente asociada con transiciones a SEM. En algunos casos, estas reservas son parte de los sistemas de AP nacionales (Colombia, Brasil y Costa Rica) y son de gran importancia para el TN. Sin embargo, a diferencia de los parques públicos autorizados por el gobierno y con financiamiento público permanente, la mayoría de las reservas privadas tienen una protección informal y carecen de un área de cobertura suficiente para proteger la megafauna o para evitar los efectos adversos de la fragmentación.

IMPACTOS NEGATIVOS DEL TURISMO (PRÁCTICAS BAU)

A pesar de la significativa contribución económica del TN, esta forma de turismo también puede tener posibles efectos negativos en las AP, si no se administra bien. En las AMP, por ejemplo, la International Ecotourism Society ha documentado la degradación de los arrecifes

de coral debido a la acción de las anclas y las aguas residuales de los cruceros, los turistas que cortan trozos de coral y la cosecha comercial para la venta a los turistas (The International Ecotourism Society 2000). La transición de BAU a SEM no consiste principalmente en aumentar el financiamiento, sino más bien en mejorar la capacidad de gestión y la conservación del ecosistema.

El turismo en las AP se concentra en pocos lugares, mientras que la mayoría de las AP recibe pocos visitantes. Esta distribución asimétrica se refleja en los ingresos generados y los efectos provocados. Existe evidencia de un agotamiento de los recursos naturales debido a operaciones turísticas mal administradas en varios parques nacionales de ALC. Por ejemplo, el número de turistas aumentó de 40.000 a 140.000 en el Parque Nacional Galápagos de Ecuador entre 1990 y 2006. Este aumento incrementó la presión sobre los recursos naturales de las islas debido al desarrollo comercial, la migración desde el continente a medida que se necesitaron más personas para sustentar la creciente industria turística, la modificación del ecosistema de los visitantes y un aumento en las especies no nativas en las islas. En consecuencia, UNESCO y UICN declararon formalmente al Parque Nacional Galápagos “en peligro” por estas amenazas (Marine Protected areas News 2007). Estos problemas podrían socavar el sustantivo aporte del turismo en el Parque Nacional Galápagos a la economía ecuatoriana.

En la Reserva Eduardo Avaroa (REA) en Bolivia, BAU se asocia con una gestión inapropiada del TN y un rezago de las inversiones en infraestructura turística. La AP, que es la más visitada de Bolivia, tiene problemas de infraestructura insuficiente y sistemas deficientes de personal y gestión, los que son necesarios para tomar manejar el creciente número de visitantes. Otros problemas son las operaciones turísticas excesivas y mal planificadas, así como el tránsito desordenado de vehículos motorizados dentro de la reserva. El turismo actualmente amenaza la conservación de la biodiversidad en esta AP. La gestión turística sostenible en la REA generará un ingreso anual de \$800.000 con respecto a los \$160.000 generados en 2003 (Drumm 2007). No hay información disponible sobre el costo de cambiar de prácticas BAU a SEM en la REA, pero se podría cubrir fácilmente con el aumento de los ingresos.

El TN debe ser bien administrado para reducir al mínimo su impacto negativo sobre los recursos naturales⁶⁶. Las AP deberían cumplir con estándares básicos para el desarrollo del turismo sostenible (por ejemplo, Rainforest Alliance) y deberían planificar mejor el TN, comenzando con sus planes de manejo (Drumm 2008; Flores et al. 2008). Algunas AP podrían verse en la necesidad de restringir los números de visitantes para ajustarse a la capacidad de sustento del entorno. Asimismo, es esencial que las AP reciban financiamiento

65 Datos agregados de Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Ecuador (excluidas las islas Galápagos), Perú y Venezuela.

66 El desarrollo del turismo sostenible satisface las necesidades actuales de los turistas y de las regiones anfitrionas a la vez que protege y mejora las oportunidades para el futuro. Está concebido como conductor de una gestión de todos los recursos que satisface las necesidades económicas, sociales y estéticas manteniendo la integridad cultural, los procesos ecológicos esenciales, la diversidad biológica y los sistemas que sustentan la vida (OMT).

suficiente para las operaciones del parque, así como también para las inversiones en infraestructura necesarias para el TN.

Asentamientos humanos (agua potable, mitigación de desastres naturales, energía hidroeléctrica)

“Los cambios provocados en los ecosistemas han contribuido a obtener considerables beneficios netos para el bienestar humano y para el desarrollo económico, pero estos beneficios se han obtenido con crecientes costos como la degradación de muchos servicios ecosistémicos, un mayor riesgo de cambios no lineales y la acentuación de la pobreza de algunos grupos de personas. Si no se resuelven estos problemas los beneficios de los ecosistemas para las futuras generaciones disminuirán”. (EM 2005)

Las zonas de gran biodiversidad de la región de ALC son ricas en especies endémicas, hábitats y ecosistemas. Estas zonas de gran diversidad biológica se ven especialmente amenazadas por las actividades humanas. En 1995, más de 1.100 millones de personas,

alrededor del 20% de la población mundial, vivían dentro de estas zonas, un área que abarca alrededor del 12% de la superficie terrestre de la Tierra. Esta situación sugiere que es probable que continúen a provocarse considerables cambios ambientales en las zonas de gran diversidad ecológica debido a las actividades humanas y que el cambio demográfico siga siendo un importante factor en la conservación de ecosistemas funcionales (Cincotta *et al.* 2000).

Los asentamientos humanos se benefician de las AP a través del suministro de una diversidad de servicios esenciales, como el suministro de agua dulce, regulación de los peligros naturales y la mitigación natural del cambio climático (consulte el recuadro 10.3). Estos servicios se analizan a continuación en el contexto de BAU y SEM.

AGUA POTABLE

En un clima de creciente escasez de agua, el acceso a agua potable limpia y segura es una alta prioridad. Las AP de bosques y humedales ofrecen agua potable y barata de bajo precio a innumerables poblaciones rurales y urbanas, incluido un tercio de las ciudades más pobladas del mundo (Dudley *et al.* 2010). Los bosques naturales bien administrados casi siempre ofrecen agua de mayor calidad, con menos

Recuadro 10.3.

Río de Janeiro brinda un ejemplo temprano de conservación de área de captación. La ciudad creció mucho a principios del siglo XIX, cuando el rey portugués, Don Pedro II, fijó su corte y la ciudad se volvió la capital de Brasil. Gran parte de los bosques en las montañas dentro de la ciudad se transformó en terreno agrícola, sobre todo para plantaciones de café, té y caña.

Sin embargo, los habitantes notaron que la pérdida de bosque tenía efectos dañinos sobre el medio ambiente. El abastecimiento de agua, que provenía de arroyos montañosos dentro de la ciudad, se volvió irregular con la pérdida de bosque, disminuyendo en las épocas de sequía y con inundaciones y obvia erosión durante las épocas de lluvias fuertes. Asimismo, se culpó el calor agobiante a la pérdida de bosque.

Los habitantes solicitaron al emperador Don Pedro II que haga algo, y este decretó un programa de reforestación. Se plantaron 60.000 árboles entre 1860 y 1874. Gran parte del área recuperó la vegetación naturalmente después de que se quitaran las plantaciones. Las medidas para proteger las áreas de captación y el bosque parecen haber tenido efecto, aunque el Parque Nacional Tijuca recién se estableció en 1961.

Fuente: Moulton, de Souza *et al.* (2007).

Cuadro 10.9. Ejemplos de ciudades/regiones metropolitanas en ALC que dependen del agua de las AP

Ciudad	Área protegida
Bogotá, Colombia	Parque Nacional Chingaza, 50.374 ha
Cali, Colombia	Parque Nacional Farallones de Cali (150.000 ha)
Medellín, Colombia	Parque ecológico recreativo y refugio de vida silvestre Alto de San Miguel (721 ha)
Belo Horizonte, Brasil	Mutuca, Fechos, Rola-Moça y 7 otras AP pequeñas (17.000 ha)
Brasilia, Brasil	Parque Nacional Brasilia (28.000 ha)
Río de Janeiro, Brasil	Parque Nacional Tijuca (3.200 ha) y otros 3 parques en el área metropolitana
São Paulo, Brasil	Parque estatal Cantareira (7.900 ha) y otros 4 parques estatales
Salvador, Brasil	AP ambientales Lago de Pedra do Cavalho y Joanes/Ipititinga
Santo Domingo, República Dominicana	El área de conservación Madre de las Aguas con cinco AP
Quito, Ecuador	Bioreserva del Cóndor (4 AP): Reserva Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Antisana, Parque Nacional Cotopaxi y la Reserva Los Illinizas
Caracas, Venezuela	Guatopo (122.464 ha), Macarao (15.000 ha), parque nacional Ávila (85.192 ha)
Maracaibo, Venezuela	Parque Nacional Perijá (295.288 ha)

sedimento y menos contaminantes que el agua de otras captaciones (Aylward 2000). La investigación ha demostrado que alrededor de un tercio (33 de cada 105) de las mayores ciudades del mundo obtienen una parte significativa de su agua potable directamente de las AP (Dudley *et al.* 2010). Esto es evidente en la región de ALC (cuadro 10.9).

América Latina, como un todo, tiene uno de los volúmenes per cápita más altos de agua dulce en el mundo, alrededor de 3.000 m³/persona/año. La destrucción de las fuentes de agua, combinada con un acceso no equitativo, ha convertido a la mayoría de los latinoamericanos en “pobres de agua”, en el actual escenario BAU. Millones viven sin ningún acceso a agua limpia. Mientras que los recursos disponibles de la región podrían suministrar a cada persona cerca de 3.000 m³ de agua cada año, el residente promedio tiene acceso solo a 28,6 m³/año. Esto se compara con el promedio anual de América del Norte de 118 m³ y de Europa de 64 m³ (Barlow y Clarke 2004).

La conservación de las cuencas hidrográficas puede mejorar enormemente la calidad y cantidad del agua, lo cual reducirá los costos de tratamiento de aguas. El Parque Nacional Chingaza en Colombia ofrece evidencia tangible, donde la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá ahorró más de \$15 millones en costos de tratamiento de aguas en 2004 al invertir en el mejoramiento de la cuenca hidrográfica. La capital de **Colombia**, Bogotá, obtiene hasta un 70% de su agua del sistema Chingaza, 50 km al este de la ciudad. El agua de los ríos Guatiquía, Blanco y Teusacá se reúne en dos grandes embalses: las presas de Chuza y San Rafael. La integridad y calidad de este sistema depende en gran medida de la conservación de las cuencas hidrográficas del Parque Nacional Chingaza. A continuación se apuntan ejemplos de cómo los ecosistemas de AP ofrecen agua dulce para el consumo humano en Honduras, Venezuela, Ecuador, Brasil, Bolivia y Chile.

En **Honduras**, los bosques nubosos del Parque Nacional La Tigra (23.871 ha) proporciona más del 40% del suministro anual de agua a los 850.000 residentes de Tegucigalpa (WWF-running pure).

La mayor parte del agua dulce de **Venezuela** proviene de fuentes superficiales (MINAMB/Fundambiente 2006). Cartaya y Pabón (2009) observan que 33 de 43 parques nacionales protegen importantes fuentes de agua que regulan los suelos y la escorrentía del agua. El Parque Nacional Guatopo suministra agua a Caracas. Los parques en la región occidental central suministran agua a la agroindustria en los Llanos altos occidentales y en el Valle de Quibor, además de suministrar agua a Barquisimeto y a otras ciudades cercanas. Además, en la región de Guayana, los parques nacionales protegen las fuentes de grandes ríos, como el Orinoco, el Caura y el Caroní, que suministran agua dulce a ciudades como Guayana

y Bolívar. Las AP andinas protegen a los ríos que suministran agua potable a los principales pueblos de la región, así como también agua para el riego de la mayor área de producción hortícola de Venezuela.

La conservación de los ecosistemas de montaña-bosques puede ser la forma menos costosa de mantener agua de alta calidad (el escenario SEM). Los 1,5 millones de habitantes de la capital de **Ecuador**, Quito, obtienen el 100% de su agua de los riachuelos y ríos que nacen en la Bioreserva del Cóndor; el 80% se obtiene de las dos AP. La Bioreserva es un mosaico de AP, granjas y territorios indígenas que abarcan bosques nubosos, pastizales de gran altura, bosques tropicales húmedos e innumerables riachuelos, lagunas y ríos. Para proteger el agua dulce de la que depende Quito, se ajustó el precio del servicio de agua para incluir el costo de la conservación de la cuenca hidrográfica (SEM). El fondo de agua FONAG se está capitalizando a través de un porcentaje de los cargos por recursos hídricos. Ahora produce un \$1 millón anualmente, utilizado para proyectos de conservación y desarrollo comunitario en las cuencas hidrográficas (TNC 2008).

En **Brasil**, un concepto interesante para fijar los precios del agua fue desarrollado por Conservation Strategy Fund (CSF) en la cuenca hidrográfica de Guapi-Macacu (Parque Estatal Trés Picos) cerca de Río de Janeiro⁶⁷. El estudio calcula que los costos de protección de los recursos hídricos en el parque son alrededor de \$318.000, incluidos los conflictos por tenencia de tierras, salarios de los guardaparques, una mezcla de capacitación, equipos, combustible y costos administrativos, además de otras necesidades específicas de infraestructura. El costo de la protección del parque suma solo a 1,18%, en promedio, a las tasas que se pagan actualmente. El costo/persona promedio anual de protección de cabeceras es alrededor de 35 centavos (de dólar estadounidense). En consecuencia, si hay voluntad política para adoptar cargos por recursos hídricos sostenibles (el escenario SEM), a costos individuales casi insignificantes, los usuarios podrían abastecerse de agua, protegiendo a su vez la integridad ecológica del TPSP (Strobel *et al.* 2007).

El agua de las AP en **Bolivia** es un importante servicio de ecosistemas. Ejemplos principales son el Río Piraí del Parque Nacional Amboró y los ríos Tolomosa y Victoria de la Reserva de Sama y el Parque Nacional Tunari. El Río Piraí recibe el 50% de su flujo de Amboró y sustenta la agroindustria en la cuenca hidrográfica intermedia valorado en \$500 millones al año. En Sama, el 50% del agua potable de la ciudad de Tarija es suministrada por los ecosistemas de la Reserva de Sama, la cual también proporciona el 80% del suministro de la red de abastecimiento de San Jacinto, generando el 25% de la electricidad que se consume en Tarija. Sin la protección suficiente de los ecosistemas de Sama, una disminución del suministro de agua para el sistema hidroeléctrico según el escenario BAU puede ocasionar una

⁶⁷ El estudio de Strobel *et al.* (2007) cubre 5 aspectos clave: (1) calcular el costo de garantizar la protección hidrológica que ofrece el parque, (2) calcular el aporte del parque al agua que usa el consumidor principal, (3) definir los criterios económicos pertinentes a la asignación de costos de protección entre los consumidores, (4) presentar una propuesta de tres alternativas de escenarios de fijación de precios y (5) desarrollar una descripción de un arreglo institucional que rija el sistema de pago.

pérdida anual del orden de \$230.000. Los ecosistemas forestales del Parque Nacional Tunari suministran agua dulce a más de un millón de personas, la mayoría en la ciudad cercana de Cochabamba. Sin embargo, en todas las AP mencionadas, la gestión está por debajo de las necesidades básicas; esta condición se puede considerar como BAU. Las tres AP tienen grandes déficits financieros; los recursos proporcionados por el gobierno apenas cubren el 30% del costo de una gestión adecuada de las mismas. El estudio PROMETA observa que se puede lograr un esquema SEM en Sama, si, por ejemplo, los habitantes de Tarija aportan \$15/año, con un aporte en especie de la población rural del área (Escobar *et al.* 2009).

En Chile, un estudio reciente (Figueroa 2008) observa que el servicio de agua dulce proporcionado por el bosque de Valdivia (definido como zona de gran biodiversidad) compuesto de 2.418.361 hectáreas se calculó en \$16,4 millones. También se calculó que el bosque de Valdivia tiene la posibilidad de beneficiar a más de 7 millones de personas (1.984.280 de familias) en el área, incluid a la población de la ciudad de Valdivia y otras comunidades asentadas en un radio de 40 km alrededor de la AP. El estudio utilizó un valor de disposición de pago de \$8,2 (Nuñez 2006 in Figueroa 2009). Si el Área Protegida de Valdivia se encontrara bajo SEM (según el financiamiento, el nivel de amenazas y la gestión), el área protegida aseguraría ecosistemas que representan un valor significativo para la economía local y nacional de Chile.

MITIGACIÓN Y PREVENCIÓN DE DESASTRES NATURALES

Los ecosistemas de las AP retardan la escorrentía, demoran las inundaciones, reducen los deslizamientos de tierra, mitigan el cambio climático y ayudan a controlar el brote de plagas. No hay evidencia disponible con respecto al posible costo evitado de la reconstrucción

de infraestructura o de la rehabilitación de la red de seguridad gracias al establecimiento, la expansión o la consolidación de las AP. No obstante, se reconoce este servicio estratégico. Por ejemplo, en México, se han establecido AP en cuatro de las cinco regiones más vulnerables a los efectos del cambio climático (Bezaury 2009).

ENERGÍA HIDROELÉCTRICA

La sedimentación y la falta de agua para la producción de energía hidroeléctrica se están convirtiendo en un problema mundial; las AP administradas bajo SEM son parte de la respuesta a tales amenazas, lo cual también afecta a la agricultura de riego y a los suministros de agua potable. La escasez de agua actualmente es evidente en los Andes, los Himalayas y los Alpes. No se ha cuantificado el efecto económico de la escasez de agua en la producción de energía hidroeléctrica ni su posible reversibilidad a medida que las prácticas BAU ceden terreno a SEM. Sin embargo, la transición de BAU a SEM, incluida la gestión de AP, es parte de la solución; la transición tiene sentido en términos económicos, sociales y ambientales. Este aspecto de las AP y la energía hidroeléctrica se ilustra con ejemplos de Perú, Venezuela, México y Costa Rica.

En Perú, aproximadamente el 61% de la energía hidroeléctrica se produce en ocho plantas que usan el agua de igual cantidad de AP, como la Reserva de Junín, que suministra agua a los sistemas hidroeléctricos interconectados del Mantaro. En su conjunto, estas ocho AP, actualmente bajo una gestión BAU, permiten la producción de 10,6 GV/hora con un valor anual calculado de alrededor de \$320,5 millones (León 2007).

Cartaya y Pabón (2009) observan que el potencial hidroeléctrico de Venezuela equivale a la energía de 2,5 millones de barriles de petróleo por día (MPD 2005). Alrededor del 73% de la electricidad generada en 2007 provino de plantas hidroeléctricas con captaciones

Cuadro 10.10. Valores de algunos usos del agua en México

Usos del agua en México	Valor total (millones de Mex\$)	Valor relacionado con AP (millones de Mex\$)	Valor relacionado con AP (millones de US\$, tipo de cambio de 13:1)
Agua adicional para suministro público municipal ¹	22.890	2.034	151
Aqua adicional para agricultura de riego ²	12.711	889	66
Aqua adicional para energía hidroeléctrica ³	20.648	1.032	76
Total	56.249	3.955	293

Fuente: Bezaury y Pabón (2009).

Nota: consumo municipal de agua (2006) y electricidad (2007), 2009 en pesos mexicanos.

1. Comisión Nacional del Agua, CONAGUA. 2007. Estadísticas del agua en México. Ciudad de México. 260 pp. + 1 CD.

2. Galindo L. M. En preparación. La economía del cambio climático en México. Informe de consultoría, SHCP, SEMARNAT y la Embajada Británica. Documento interno.

3. Departamento de energía. 2008. Información básica 1995-2008: Productos por ventas internas de energía eléctrica. <http://www.energia.gob.mx/webSener/portal/index.jsp?id=71>

en los parques nacionales (EDELCA 2008). Mantener las prácticas BAU a la larga ocasionará significativa escasez de agua y pérdida de energía hidroeléctrica. El gobierno podría perder los ahorros anuales calculados de \$15.000 millones, el equivalente al 23% del presupuesto del 2007, excluido el costo de medidas de prevención del impacto ambiental (Ministerio de Energía y Petróleo 2009). El caso más importante es la presa Guri en el Río Caroní, el mayor sistema hidroeléctrico de Venezuela, con un potencial calculado de 25 GV. De acuerdo con EDELCA (2004), el Río Caroní que es parte del Parque Nacional Canaima suministra un tercio del agua de la presa Guri. Sin la protección que otorga este parque, el valor de la producción hidroeléctrica y la vida útil de la presa se reduciría considerablemente.

En México, un reciente cálculo multisectorial del valor del agua de las AP comisionado por CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) estimó el valor económico del agua en relación con las AP. El estudio aclaró el valor del suministro adicional de agua de las AP para riego, energía hidroeléctrica y el uso municipal (nacional). Calculó el valor total de agua adicional para el suministro municipal, el riego y la energía hidroeléctrica en \$293 millones, como se muestra en el cuadro 10.10.

En términos de BAU y SEM, este estudio concluyó que los municipios con AP relativamente bien financiadas y bien administradas (SEM) tienen una ventaja comparativa considerable en comparación con los que no tienen AP (BAU). Los municipios con AP tienen un 6,8% más del promedio de agua disponible en acuíferos, un 7% más del promedio de agua disponible para distintos usos municipales y un 5% más del promedio de agua disponible para la generación de energía hidroeléctrica. De acuerdo con los actuales precios bajos del agua (precio BAU), el valor anual del agua adicional suministrada por las AP a la economía mexicana representa alrededor de \$293 millones.

Por último, en Costa Rica, las transiciones de BAU a SEM han originado más conservación de bosques y menores costos de energía hidroeléctrica. Los servicios públicos hidroeléctricos están financiando la reforestación aguas arriba de sus plantas para mantener la regularidad y la calidad del suministro de agua (SEM). Las empresas eléctricas realizan pagos por servicios ecosistémicos para que los campesinos mantengan los bosques a través de una ONG, con fondos adicionales provenientes del gobierno (Banco Mundial/WWF 2003).

10.5 IMPORTANCIA DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS PARA LA EQUIDAD Y LA REDUCCIÓN DE LA POBREZA

Las AP, establecidas principalmente para conservar la biodiversidad, están bajo cada vez más presión de beneficiar a las personas y contribuir al desarrollo sostenible mejorando la equidad y reduciendo la

pobreza. De acuerdo con el CDB, “gran parte de la evidencia que ilustra la relación entre la reducción de la pobreza y las AP sigue siendo anecdótica) ... hay muchos casos en los cuales los tipos adecuados de AP, cuando se combinan con los sistemas de gobernanza adecuados, han contribuido (en ocasiones de modo considerable) al bienestar de las personas que viven en ella y a su alrededor” (Secretaría del CDB 2008).

En este informe y capítulo, la equidad se entiende como el grado en el cual todas las personas tienen acceso a las oportunidades económicas, sociales y políticas y específicamente a la distribución de los costos y los beneficios entre ricos y pobres. Las AP pueden contribuir a la equidad económica, política y social. No obstante, esta condición deseada no siempre es el caso (véase el recuadro 10.4).

La influencia de las AP en la equidad y la mitigación de la pobreza se da a dos niveles: localmente, en las comunidades dentro o cerca de las AP y, en sentido amplio, en la sociedad en general. La participación de las comunidades cercanas y otros actores interesados es esencial según SEM para garantizar que se tomen en cuenta las externalidades y que todas las partes afectadas se integren al proceso de planificación e implementación que puede asegurar un resultado sostenible. Los enfoques integrados y participativos, típicos de SEM,

Recuadro 10.4. AP y reducción de la pobreza

Adam et al. (2010) evaluó el efecto de los sistemas de AP sobre la pobreza en Costa Rica y Tailandia (ambos en transición a SEM). En el año 2000, las tasas de pobreza promedio eran más altas cerca de las AP en ambos países, lo que sugiere que las AP pueden haber agravado la pobreza. Sin embargo, el análisis (usando métodos de control de factores desconcertantes) indicó que a pesar de las diferencias en las instituciones de Costa Rica y Tailandia, en sus tendencias de desarrollo económico y en los históricos de sus sistemas de AP; en general no hay evidencia de que sus sistemas de AP hayan agravado la pobreza en las comunidades vecinas.

Esta conclusión no implica que todos los segmentos, subdistritos u hogares pobres se beneficiaron de la mitigación la pobreza gracias a las AP. El estudio midió el efecto de las AP durante décadas; por lo tanto, los efectos a corto plazo varían. Las mediciones de la pobreza utilizadas no representan todas las dimensiones del bienestar social. El estudio no evaluó las formas en las cuales las AP pudieron haber ayudado a reducir la pobreza. Por último, Costa Rica y Tailandia no son representativos de todos los países en desarrollo debido a que ambos experimentaron un rápido crecimiento económico, gozan de sistemas políticos estables, realizan considerables inversiones en sus sistemas de AP y tienen un ecoturismo sólido.

se estructuran para desarrollar soluciones equitativas. Generalmente surgen medidas conducentes a la mitigación de la pobreza.

Evaluar los efectos de las AP sobre la pobreza es complejo, exige atención a diversos factores relacionados con las poblaciones rurales, como ingresos, garantías de subsistencia, acceso a la infraestructura y los mercados, educación, empoderamiento, género, salud y acceso a los recursos naturales. Estos factores superan el alcance de esta sección, que se centrará en los beneficios de la compensación por la conservación de los bosques (una especie de programa de PSA), reducción de la deforestación y la degradación (REDD y REDD+), PFNM y transferencias de los impuestos. La generación de ingresos y empleo a partir del turismo en las AP se analiza en la sección 3.4. Se presenta evidencia seleccionada sobre los posibles efectos negativos sobre la equidad, de la distribución limitada o desigual de los beneficios y costos de las AP.

Beneficios económicos

Las AP ofrecen una variedad de servicios que incrementan el acceso de las personas locales a oportunidades generadoras de ingresos. Esto es de especial aplicación a las reservas multiuso principalmente diseñadas para proteger los derechos de acceso de las personas a los recursos y que representan aproximadamente el 90% de las AP terrestres (WCS 2007). Hay evidencia limitada sobre los resultados reales en términos de lograr la equidad, conservación y los objetivos de desarrollo. A continuación se dan dos ejemplos.

Pago por servicios ambientales (PSA): El programa Bolsa Floresta en **Brasil**, concebido en el contexto de las poblaciones de la “Amazonía profunda”, paga a los indígenas locales por conservar el bosque. Existen cuatro componentes: (1) Bolsa Floresta Familiar ofrece pagos mensuales de \$22 a los hogares encabezados por una mujer que residan en las AP, para que se comprometan a dejar de deforestar; (2) Bolsa Floresta Associação fortalece las asociaciones comunitarias dentro de las AP, financiada a un 10% de los montos dedicados a las familias a cargo de una mujer; (3) Bolsa Floresta Renda, que ofrece en promedio \$1.740/comunidad/año (las comunidades promedian 11 familias); y (4) Bolsa Floresta Social, que otorga un promedio de \$1.740/comunidad/año para cubrir mejoras en educación, salud, comunicaciones y transporte, así como también apoyo básico para los guardabosques locales. Bolsa Floresta comenzó en 2008 con 4.244 familias inscritas, de las cuales 2.702 eran elegibles para Bolsa Floresta Familiar (Viana 2008). Se cree que este programa aumenta la equidad al canalizar los fondos de PSA a las comunidades y hogares más necesitados, pero todavía no se han evaluado los resultados.

Productos forestales no madereros (PFNM): Aunque a menudo se pasan por alto, los PFNM son una fuente confiable de alimento e ingresos en áreas rurales que pueden tener un considerable valor económico y ganancias en divisas. El comercio internacional de algunos PFNM genera grandes rendimientos para los recolectores

de recursos, así como para otros actores dentro de la cadena de materias primas. Aunque es difícil establecer con seguridad el valor mundial del comercio internacional de PFNM se calcula en \$11.000 millones/año (FAO 2007). Pero este beneficio rara vez se distribuye equitativamente; las comunidades rurales en ALC generalmente reciben solamente beneficios marginales (aunque importantes para ellas). Hay muchos ejemplos de PFNM en ALC. Sin embargo, con algunas excepciones, como el caucho natural en Brasil y la nuez de Brasil en Bolivia y Brasil, los beneficios son bajos y, en muchos casos, se basan en proyectos a corto plazo financiados por los donantes internacionales. Esta situación se puede explicar en parte por las limitadas inversiones nacionales en los PFNM y por la ausencia de estrategias de nivel nacional para aprovechar las oportunidades y desarrollar mercados.

En la región de ALC, las AP comúnmente se superponen con las comunidades indígenas y otros asentamientos. En tales casos, las AP pueden contribuir no solamente a la protección de los bosques, sino también a programas generadores de ingresos basados en el uso sostenible de los PFNM. Los siguientes ejemplos ilustran los beneficios de los PFNM en las AP (adoptando las prácticas SEM) para las comunidades locales en Perú, Bolivia y Brasil.

En **Perú**, el valor promedio de los PFNM recolectados por grupo familiar en las comunidades rurales de la Amazonía fue de \$1.658/año, un 57% del ingreso familiar. Los ingresos agrícolas promediaron \$1.169 (Gram *et al.* 2001).

En **Bolivia**, las AP generan un valor económico total calculado de \$387.228 (excluido el turismo) en 19 proyectos de PFNM en varios municipios (Escobar *et al.* 2009). Los proyectos de AP incluyeron piel de caimán criado en granjas en TIPNIS y Madidi; nueces de Brasil en Manuripi; miel orgánica en Tariquía, Amboro y Pilón Lajas; y café orgánico en Madidi y Pilón Lajas. Todas estas AP son hogar para pueblos indígenas. Como mínimo, nueve de los proyectos revisados en este estudio implican y benefician a 2.500 grupos familiares, que incluyen aproximadamente a 100 comunidades rurales en las AP. Aún está pendiente la realización de estudios a profundidad de los efectos socioeconómicos regionales.

En **Brasil**, las reservas de extracción se han considerado como una alternativa controversial a la deforestación desde su creación. En 2002, había 16 reservas de extracción que abarcaban 3,4 millones de ha con una población de 28.000. En 2010, el número de reservas de extracción casi se había duplicado. Los PFNM en la Amazonía generan entre el 10% y el 20% de los ingresos regionales. El caucho⁶⁸ todavía es el principal PFNM en las reservas de extracción; el 65% de los PFNM son componentes de subsistencia⁶⁹. En general, los PFNM contribuyen a la equidad económica en torno a las AP, debido a que la mayoría de productores y beneficiarios son pobladores rurales e indígenas que se encuentran en el extremo inferior del espectro socioeconómico. En el cuadro 10.11 aparecen más ejemplos

Cuadro 10.11. Ejemplos de los PFNM en la región de ALC

País	PFNMs
Perú	En Manglares de Tumbes, los PFNM generan \$2,7 millones/año para la economía local; los PFNM en las tierras bajas tropicales de la Amazonía peruana están valorados en \$13/ha como contribución a la economía local; el valor total de los PFNM en toda la Amazonía peruana se ha calculado en \$698/ha
Ecuador	El valor anual promedio del uso de las especies silvestres en la Amazonía ecuatoriana se calcula en \$120/ha; el valor neto de la extracción de los PFNM en el norte de Napo se calcula en \$1.250 a 2.580/familia/año
Venezuela	El valor anual de los alimentos silvestres consumidos en la Amazonía venezolana fluctúan entre \$1.902 y \$4.696 por familia
Panamá	El valor anual calculado de las recolecciones de diversos PFNM en el Parque Nacional Coiba es \$1.480.000

Fuente: León (2007).

del valor de los PFNM; en el apéndice 10.4 hay además información adicional sobre los beneficios de las AP en relación a los ingresos en ALC, recopilada por WWF.

Transferencias de impuestos: Las AP pueden generar, en algunos casos, importantes ingresos para gobiernos locales provenientes de la transferencia de impuestos. Estos ingresos se pueden dirigir a inversiones en favor de los pobres y al financiamiento de las transiciones de las AP de BAU a SEM. En Brasil, la Constitución ordena la transferencia del 25% de los ingresos provenientes del impuesto sobre las ventas ICMS desde los gobiernos estatales a los gobiernos locales. El Estado de Paraná incorporó un criterio ecológico para el ICMS en 1992, lo siguieron posteriormente otros 13 estados (la mitad del total). Un nuevo sistema de distribución del ICMS designó el 2,5% de los ICMS totales para asignarlos a gobiernos municipales con AP de cuencas hidrográficas y una cantidad similar para aquellos con otro tipo de AP. Estas disposiciones actúan como incentivos para crear AP y financiar programas a favor de los pobres (Grieg-Gran 2000).

Evidencia de Rondônia y Minas Gerais proporcionada por Grieg-Gran (2000) indica que el ICMS ecológico tiene un potencial de crear incentivos para la conservación en países con bajos niveles promedio de producción primaria y valor agregado. Por ejemplo, en once condados de Rondônia, la producción primaria y valor agregado en un área de tierra de 1.000 hectáreas tendría que ser al menos 50 veces mayor que el actual promedio, para poder generar más ingresos del ICMS mediante otros mecanismos que no sea el establecimiento de una AP. No obstante, la creación de AP puede no ser atractiva financieramente para todos los países y estados, en especial para los que están en mejor condición económica, debido a las compensaciones entre las distintas maneras de acceder a las asignaciones del ICMS (Grieg-Gran 2000). El ICMS ecológico actúa como un incentivo para crear AP y aumentar los ingresos, pero la transición de BAU a SEM se puede acelerar si parte de las transferencias del ICMS se usan para mejorar la administración de las AP existentes.

Beneficios políticos y sociales

Las AP se pueden asociar con el empoderamiento de algunos de los grupos más vulnerables de la sociedad, en particular las mujeres de áreas rurales, pueblos indígenas y comunidades rurales marginadas. Involucrar a actores interesados de todos los niveles socioeconómicos propicia un financiamiento, una gobernanza y una gestión de las AP mucho más sostenible que los arreglos en dirección descendiente.

En toda ALC, la participación de la mujer en las organizaciones y los proyectos locales ha aumentado desde que se establecieron las AP y las organizaciones comunitarias participan en la cogestión de las mismas. Esta situación puede ser provechosa para la persona, su hogar y la comunidad como un todo; el empleo de las mujeres por sí solo, en comparación con el empleo de los hombres, ha tendido a contribuir más al desarrollo económico y social.

Existe evidencia en toda la región de un mejor acceso a dinero en efectivo, propiedad y libertad de movimiento de las mujeres como resultado de la participación en actividades relacionadas con las AP. Ello puede conducir a un efecto positivo debido a que las niñas tienen más posibilidades de que las envíen a la escuela, las mujeres pueden trabajar fuera del hogar, los salarios son más parecidos a los de los hombres y las mujeres son menos económicamente dependientes. Asimismo, es más probable que participen en la toma de decisiones dentro y fuera del grupo familiar. Igualmente, los pueblos indígenas pueden lograr un empoderamiento. Con frecuencia participan las comunidades rurales marginadas. Estos efectos se pueden apreciar en los casos de Bolivia y Ecuador.

Bolivia es un buen ejemplo. Después de establecer el Parque Nacional Madidi (NPM), con apoyo de las autoridades del parque y de ONG internacionales, se formaron diversos niveles de organizaciones comunitarias para participar en la gestión del parque y en varios proyectos integrados de conservación y desarrollo sostenible en el

⁶⁸ La extracción del caucho natural todavía está subsidiada por el gobierno con precios mínimos sobre el precio del mercado. El caucho natural de plantación es mucho más económico. PNUD Brasil actualmente está lanzando un programa para establecer precios mínimos para los productos extraídos.

⁶⁹ Alternativa a la deforestación: Reservas de extracción y PFNM. Presentación de Caitlin Everett y Tamara Mitchell *et al.* (2002).

parque y su zona de amortiguamiento. En la parte oriental del parque trabajaron el Comité de Gestión de NPM, asociaciones de gestión del recurso hídrico, asociaciones locales de mujeres y asociaciones de productores de PFNM. Estos grupos trabajaron con 21 comunidades asentadas en la zona de amortiguamiento oriental del parque cerca de los pueblos de Rurrenabaque, San Buenaventura, Tumupasa e Ixiamas para promover la participación activa de las mujeres y jóvenes locales. Además, con el establecimiento del parque se promovió el fortalecimiento y la participación activa de las comunidades indígenas existentes (por ejemplo, el pueblo Tacana de Tumupasa) y de muchas comunidades de pobladores en la toma de decisiones sobre la gestión de recursos naturales. Estas entidades locales mejor organizadas pudieron dialogar con más eficacia con el gobierno local sobre la asignación de fondos para el período 1997-99, durante el cual la NPM tenía un grave déficit de financiamiento. Los empleados del parque apenas conseguían que les pagaran, con meses de retraso. Si se hubiese contado con financiamiento suficiente, el impacto de los programas de fortalecimiento de la comunidad del parque hubiera sido más amplio⁷⁰. No obstante, el Consejo Indígena del Pueblo Tacana (CIPTA) aumentó su capacidad de negociar y mejorar proyectos con donantes internacionales que trabajan en el área (por ejemplo, GTZ y SNV) y su acceso a financiamiento administrador por los gobiernos locales en virtud de la nueva Ley de Participación Popular.

En Ecuador, la cogestión del Parque Nacional Galápagos es otro ejemplo. El parque contiene extraordinarios ecosistemas terrestres y marinos y se convirtió, hace algunos años, en un lugar de complejos, y a veces violentos, conflictos entre varios interesados. El rápido cambio económico y demográfico, la presencia de la pesca industrial no regulada, el surgimiento de pesquerías de alto valor para los mercados asiáticos, las regulaciones y las políticas impuestas por el gobierno y una falta de cumplimiento general con el plan de manejo

Existe evidencia en toda la región de un mejor acceso a dinero efectivo, propiedad y libertad de movimiento de las mujeres como resultado de la participación en actividades relacionadas con las AP.

de la reserva marina fueron factores que incentivaron tales conflictos (prácticas BAU). En 1998, Ecuador aprobó leyes que incorporaron el control migratorio dentro del país, crearon una de las mayores reservas marinas del mundo (130.000 km²), prohibieron la pesca industrial y establecieron un marco de instituciones para la gestión participativa. La creación de la Reserva Marina de Galápagos fue el fruto de un proceso de planificación participativo que produjo el plan de manejo del parque (Borrini-Feyerabend 2004 adaptado de Heylings y Bravo 2001). Sin embargo, el plan de manejo participativo no ha podido erradicar los violentos conflictos existentes entre los actores interesados, lo que refleja la presencia de poderosos intereses económicos y políticos (véase el recuadro 10.5).

¿Son los objetivos de las AP compatibles con la reducción de la pobreza?

Muchos consideran que el aporte de las AP a la mejora de los ingresos en las comunidades rurales es un elemento importante para la mitigación de la pobreza. La generación de oportunidades de ingresos sostenibles con PSA, TN y acceso a los PFNM están entre los mecanismos. No obstante, hace falta una evaluación integral a profundidad de los efectos generales de las AP en la generación de ingresos y la distribución de los mismos; los limitados estudios disponibles son prometedores pero podrían constituir una muestra favorable sesgada.

En un reciente estudio mundial de la contribución de las AP a la reducción de la pobreza, Dudley *et al.* (2008) revisaron distintos niveles de vinculación entre las AP y los pobres de las áreas rurales (WWF 2008). Ninguna vinculación considera a la protección como el aspecto fundamental, las personas se ven como una amenaza. Este escenario se puede considerar como BAU. Una vinculación indirecta toma en cuenta el desarrollo socioeconómico de las personas que viven alrededor de las AP. En una vinculación directa, los sustentos de las personas se reconocen como dependientes de la conservación. El caso de la vinculación directa se puede considerar como SEM (la vinculación indirecta se debería analizar caso por caso). A pesar de la dificultad para demostrar que la conservación y la reducción de la

Recuadro 10.5. Empoderamiento

La institución de gestión participativa de Galápagos consiste en un arreglo tripartito compuesto por la Junta de Manejo Participativo (JMP), la Autoridad Interinstitucional de Manejo (AIM) y el Parque Nacional Galápagos (PNG). La JMP está integrada por los principales actores locales interesados, mientras que la AIM representa a los ministerios e interesados locales.

Los miembros de la JMP presentan propuestas de gestión específicas (por ejemplo, sobre la regulación de la pesca y el turismo), que se analizan, negocian y deciden mediante consenso. Las propuestas basadas en el consenso se canalizan a la AIM para su aprobación y después a la JMP para su implementación y control.

70 La experiencia del Administrador del Programa de Conservación y Desarrollo del Madidi, financiado e implementado por CARE Dinamarca/Bolivia, 1977-1999. Flores, M, 2009.

pobreza se pueden lograr simultáneamente en AP específicas (vinculación directa), el estudio ofrece evidencia clara del papel de las AP en la mejora de los ingresos, sustentos y, por ende, el bienestar. Sin embargo, el estudio también observa que, en algunos casos, la creación de las AP ha aumentado la pobreza. Los autores observan que, si bien las AP no son una herramienta per se, pueden generar beneficios económicos bajo determinadas circunstancias (Dudley *et al.* 2008).

Los pagos por servicios ambientales (PSA) pueden reducir la pobreza al realizar pagos a las poblaciones pobres en las áreas rurales, a menudo aquellas en las cuencas hidrográficas superiores. El alcance de esta reducción de la pobreza depende de cuántos de los participantes en los PSA son en realidad pobres. Además, la reducción de la pobreza a través de los PSA se basa en la capacidad de participación de los pobres y en los importes pagados. Aunque los programas de PSA no están diseñados para reducir la pobreza, pueden producirse sinergias importantes cuando un diseño de programa está bien pensado y las condiciones locales son favorables. También pueden producirse posibles efectos adversos cuando los derechos de propiedad son inciertos o si los programas fomentan prácticas sin uso intensivo de mano de obra (Pagiola *et al.* 2005).

No obstante, el efecto de los programas de PSA no es necesariamente positivo. Se han manifestado dos preocupaciones principales. Landell-Mills y Porras (2002) advirtieron que al aumentar el valor de tierras actualmente marginales, los programas de PSA podrían incentivar a grupos de poder a tomar el control de estas tierras. Este acaparamiento de tierras podría agravar el conflicto en situaciones en las cuales la tenencia no es segura y excluir a los más vulnerables de los beneficios del PSA. Una preocupación distinta expresada por Kerr (2002) es que los sustentos de los pobres sin tierra, mujeres, pastores y otros que no participan en programas de PSA y que con frecuencia dependen de la recolección de PFNM de los bosques, podrían verse perjudicados si las condiciones de PSA restringen su acceso a las tierras con árboles.

El turismo en las PA puede generar o reforzar la desigualdad en la distribución de los beneficios, en parte debido a las prácticas BAU. En Belice, se desconocían el valor económico y los beneficios de la reserva marina multiuso Gladden Spit and Silk CAYES (GSSCMR). Además de los turistas (internacionales y nacionales), una variedad de interesados se benefician: comunidades, pescadores locales y operadores turísticos, todos los cuales disfrutan de mayores ingresos provenientes de oportunidades de empleo y de negocios. Un estudio reciente midió el valor neto (VN) de los beneficios de cada grupo y proporcionó un valor anual neto agregado y una proyección a 25 años: \$1,3 millones y \$13 millones a \$29 millones, respectivamente (según el escenario y la tasa de descuento). La inclusión de valores de no uso elevaron el VN de \$41 millones a \$93 millones. En términos de distribución de los beneficios económicos, se calculó que los operadores turísticos reciben el 71% y los propietarios de los hoteles el 5%, mientras que los beliceños en las comunidades locales reciben

el 24% del valor total medido (el 15,5% para los residentes y el 8,5% para los pescadores del norte del país). Este es un porcentaje relativamente bajo, especialmente porque lo comparte una gran cantidad de personas: se calcula que 1.200 personas se reparten estos beneficios aunque muchas comunidades más se excluyen del grupo de beneficios. Se asume que los gobiernos locales de la región disfrutan de significativos ingresos tributarios por el impuesto sobre la renta, el impuesto sobre las ventas (IVA), el impuesto sobre la propiedad y derechos de licencias y concesiones (Hargreaves-Allen 2009).

La evidencia de SE localizados en las AP presentada en las secciones anteriores (por ejemplo, agua, pesca, PFNM, TN) fortalece el argumento que dice que la contribución de las AP a la mejora de los ingresos en las comunidades rurales es un elemento importante para la mitigación de la pobreza. Sin embargo, en términos de costos de oportunidad: las personas pueden beneficiarse de la conservación, pero ¿renuncian a más para obtener esos beneficios?; la pregunta queda abierta. Los ejemplos revisados de Papageorgiou (2008) y Balmford (2002, 2004), Pet-Soede, Portela, Adam y otros sugiere que no es así. Otros estudios son menos esperanzadores acerca de una conexión entre las AP y la reducción de la pobreza.

Quintero *et al.* (2009) ofrecen una perspectiva distinta, en un estudio de las cuencas hidrográficas en Moyobamba (Perú); esta obra sirve para estudiar los efectos de la adopción de programas de PSA sobre la conservación y reducción de la pobreza. El pueblo de Moyobamba (40.000 personas) obtiene agua potable de las micro cuencas hidrográficas de Rumiyacu y Mishquiyacu; el 61% del área todavía está cubierta con bosque nativo. Sin embargo, la tasa de deforestación anual del área es un abrumador 4,2%. La mayoría de la tierra agrícola no tiene título de propiedad, el 42% de los agricultores cultivan café y la productividad es baja. El reemplazo de la vegetación nativa con otros usos de la tierra llevó a un aumento del 20% en los costos de tratamiento de agua potable. Como consecuencia, el municipio declaró las cuencas hidrográficas áreas de conservación. Cambiar a café cultivado a la sombra aumentaría significativamente los beneficios económicos de los agricultores: incorporar el café cultivado a la sombra requeriría grandes inversiones iniciales, pero podría incrementar el valor actual neto (VAN) en un 91%, en comparación con la práctica de corte y quema. La elevada inversión inicial pueden hacerla los consumidores urbanos de agua de Moyobamba. En cambio, las plantaciones de árboles y cercas vivas reducirían el VAN en un 62% y un 11%, respectivamente, si no se compensa a los agricultores.

Este caso deja en claro que la pregunta de si las áreas protegidas y la reducción de la pobreza son compatibles depende de la forma en la cual se muestre cada componente. Si la reducción de la pobreza incluye proteger los ingresos de los agricultores en empresas BAU en tierras de las cuales no son dueños mediante suficientes PSA para sustentar la conversión a café cultivado a la sombra; entonces, sí, las AP y la reducción de la pobreza pueden ser compatibles. En consecuencia, el asunto es fundamentalmente uno de naturaleza

política, ¿se debe poner fin o no a los costos externalizados de BAU? En caso afirmativo, ¿por cuáles medios, y a costa de quién? En ALC, bajo un modelo BAU, con frecuencia se han adoptado decisiones a costa de las comunidades de personas menos prósperas y más privadas de derechos.

Así, en unos pocos lugares en los cuales los beneficios y costos se revisan y tratan rigurosamente, parece que las AP pueden hacer un aporte a la mitigación de la pobreza, como mínimo en algunos casos, si se incorpora la voluntad política para hacerlo en la gobernanza y gestión de las mismas. Aún queda por determinarse si la evidencia actual espacialmente limitada serviría para sustentar casos en otros países de ALC.

10.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

A pesar de los vacíos de información, la evidencia existente con respecto al valor económico de los SE proporcionados por las AP es convincente. En general, las AP aumentan la productividad de los sectores pesquero, forestal, agrícola, energía hidroeléctrica y turismo de naturaleza (TN), entre otros sectores. Es necesaria una mayor investigación a nivel sectorial para cuantificar los beneficios económicos derivados de las AP, incluyendo la generación de empleos, ingresos, ingresos tributarios locales y nacionales, ganancias e inversión en divisas; y la forma en la cual se distribuyen dichos beneficios. Por el momento, a nivel general, la evidencia revisada permite realizar una serie de conclusiones.

LA TRANSICIÓN DE BAU A SEM ES FACTIBLE

La transición de BAU a SEM en una gestión de áreas protegidas es asequible. En muchos de los casos estudiados los enfoques BAU tienen costos ocultos (por ejemplo, casos en los cuales el uso de la tierra de BAU provocó erosión en las AP e impuso a los usuarios aguas abajo altos costos para la eliminación de sedimentos). De acuerdo con una concepción más amplia de costos y beneficios, a menudo los enfoques SEM pueden ser autosostenibles (como cuando los fondos ahorrados del tratamiento del agua se usan para prevenir la sedimentación). En consecuencia, el cambio de prácticas BAU a SEM puede tener sentido económico. Algunas de las conclusiones a continuación ilustran los mayores costos de BAU que justifican acelerar la transición a SEM, aunque ese proceso de transición requerirá que se asignen recursos adecuados y permanentes a las áreas protegidas para cubrir las brechas financieras (sección 10.2). Esta condición se puede lograr si existe la voluntad política para aumentar los presupuestos de las AP, diversificar las fuentes de ingresos, proporcionar autonomía financiera y adoptar una reforma fiscal orientada a las áreas protegidas. Incluso

así, los enfoques SEM requerirán que las entidades de gestión de las AP resuelvan sus brechas de capacidad relativas a la rentabilidad, la transparencia y la responsabilidad.

LAS BARRERAS PARA LA TRANSICIÓN DE BAU A SEM EN LAS AP SON SIGNIFICATIVAS

Los políticos rara vez se han opuesto a la creación de AP en lugares distantes en los cuales los costos de oportunidad son bajos, especialmente cuando cuenta con el apoyo financiero internacional para la inversión inicial. Sin embargo, la creación de nuevas AP se está haciendo cada vez más difícil a medida que aumenta la presión sobre los gobiernos para crear beneficios económicos y sociales tangibles. La transferencia de fondos de desarrollo al sector conservación se vuelve poco atractivo para los responsables de la formulación de políticas en los países de ALC.

La degradación de los recursos según BAU, generalmente, ofrece rendimientos inmediatos en forma de productos comercializables, ingresos tributarios o bienes de subsistencia, entre otros. Con su perspectiva a largo plazo, SEM a menudo es menos fácil de explotar en el corto plazo. El efecto del desgaste del ecosistema bajo prácticas BAU puede no ser visible en el corto plazo; por ejemplo, la extinción de especies como consecuencia de décadas de descuido acumulado. Los actores enfocados en las ganancias a corto plazo con frecuencia “se salen con la suya” al no abordar prioridades SEM esenciales, a pesar del daño que esto produce a las funciones del ecosistema.

Con frecuencia hay una serie de intereses en juego cuando se adopta una regulación más rígida de la explotación de los recursos naturales bajo SEM, debido a que algunos actores interesados en los modelos BAU podrían ver su acceso mermado (por ejemplo, las empresas madereras) y otros, mejor adaptados al trabajo bajo condiciones sostenibles, obtienen influencia y acceso (por ejemplo, operadores de turismo sostenible). La participación limitada del sector privado en modelos SEM para las AP es una barrera fundamental que requiere atención.

La falta de datos financieros y económicos confiables para evaluar los beneficios económicos de las AP en la mayoría de los países es otra barrera. Esta información es indispensable para establecer un diálogo eficaz con los responsables de la toma de decisiones.

LAS AP CON ÁRBOLES OFRECEN OPORTUNIDADES, A TRAVÉS DE LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS BOSQUES (UN ENFOQUE SEM), PARA GENERAR INGRESOS PROVENIENTES DE CONCESIONES, TARIFAS E IMPUESTOS Y PSA

Las concesiones para la tala controlada, recolección de PFNM, o turismo; el cobro de tarifas a usuarios y cobro de impuestos sobre los ingresos de las empresas; así como los pagos por servicios ambientales

(PSA) para la protección de las cuencas hidrográficas, secuestro del carbono y otros SE; son actividades que podrían convertir a muchas AP en centros autosostenibles de ingresos. Las brechas existentes en los marcos legales y regulatorios, los sistemas tributarios y de tarifas obsoletos y la falta de gestión integrada bajo un modelo BAU, significa que estas posibles corrientes de ingresos no se están aprovechando, lo que representa un costo de oportunidad considerable.

LOS MERCADOS CRECIENTES DE BIODIVERSIDAD Y ECOSISTEMAS PUEDEN BRINDAR CONSIDERABLES BENEFICIOS A LAS EMPRESAS

Las áreas protegidas proveen SE que promueven el crecimiento económico. El trabajo de revisión realizado para elaborar el presente capítulo no encontró datos que sugieran que invertir en AP (cambio a SEM) no sea una decisión económicamente sensata. Las AP administradas bajo los enfoques BAU y SEM contribuyen directamente al crecimiento económico y a la equidad en los sectores cubiertos: agrícola, pesquero, forestal, recursos hidrológicos y turismo de naturaleza, entre otros sectores económicos. Las AP contribuyen a la productividad, al empleo, y a la generación de ingresos tributarios y de importes en divisas. Los ecosistemas y la biodiversidad sanos de las AP ayudan a reducir los costos operativos en sectores críticos, incluidos el suministro de agua y la energía hidroeléctrica, además de ayudar a evitar el costo de los desastres naturales.

Las empresas de turismo de naturaleza han estado floreciendo en conjunto con las AP. El Caribe, Costa Rica, Guatemala, Panamá, Perú, Ecuador y Bolivia son buenos ejemplos de países con importantes beneficios económicos provenientes del turismo de naturaleza. Por ejemplo, en 2005, las AP en Perú generaron un valor aproximado de \$146 millones por la actividad económica relacionada con el turismo. El TN es especialmente beneficioso para las pequeñas empresas, incluidas las del sector informal de servicios.

La agricultura y el sector forestal también se han beneficiado de las AP. Muchas AP en el mundo están estrechamente vinculadas a la agricultura. Por ejemplo, un proyecto de arroz de Camboya recibió una certificación para comercializar el “Arroz Ibis”⁷¹, amigable a las especies silvestres (WCS 2009). El proyecto proporciona un incentivo a las comunidades para participar en la conservación al ofrecer a los agricultores un sobreprecio por su arroz si aceptan usar técnicas agrícolas que no dañen la flora y fauna silvestres. Estos acuerdos de conservación protegen aves acuáticas especiales y otras especies que usan las áreas en las cuales se cultiva el arroz.

Las plantaciones de café de ALC se benefician de los servicios de polinización de los bosques en Costa Rica, Guatemala, Colombia y otros países en la región. En Brasil, las FLONA, como tipo de AP en el que se permite la tala bajo condiciones de gestión adecuadas,

también ilustran el potencial de las AP para las empresas de madera. De igual manera, la calidad del agua y los derechos de agua que incluyen el costo de la protección de la cuenca hidrográfica, están desarrollando mercados y oportunidades comerciales.

A la fecha, la conservación de la biodiversidad todavía es considerada, por muchas empresas, como un riesgo o problema. Tradicionalmente, los planes de negocios de las empresas se han enfocado en mantener a la empresa en funcionamiento (y apenas conforme a los estándares ambientales), en lugar de enfocarse en desarrollar e incorporar modelos de negocio más adecuados para los ecosistemas que puedan aumentar los ingresos. En la década pasada, como resultado del debate sobre el cambio climático y la crisis financiera mundial, más firmas comenzaron a explorar modelos operativos más respetuosos de los ecosistemas. El éxito de las modestas inversiones iniciales en las empresas basadas en SEM llevará a un crecimiento continuo, que eventualmente superará el promedio del mercado, como se ha observado en los sectores de energía renovable y ecoturismo.

LAS AP IMPULSAN LAS GANANCIAS EN DIVISAS Y EL EMPLEO LOCAL, ESPECIALMENTE A TRAVÉS DEL TURISMO

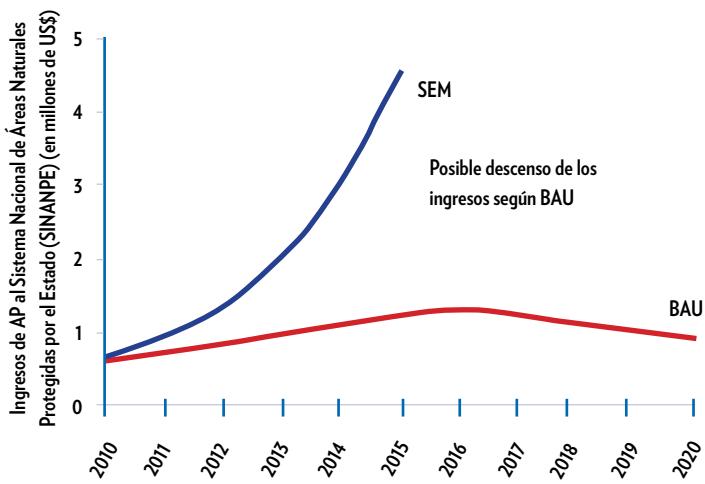
Actualmente, la función de las AP en el TN y en el sector del turismo en general, está bien establecida. Los estudios en Costa Rica, Venezuela, Ecuador, Perú y Chile ofrecen evidencia sólida de la relación que existe entre las AP y los beneficios económicos del turismo. Las AP proporcionan hábitats continuos con paisajes, biota, alimentos exóticos, aire fresco, agua dulce y servicios culturales sin los cuales el TN sería apenas posible.

El turismo es una de las fuentes principales de ingreso en divisas en los países de ALC. Este beneficio es más evidente en islas pequeñas donde existe una base sólida del TN. En Jamaica, Barbados y Las Bahamas, el turismo representa entre el 18% y el 35% del PIB y entre el 37% y el 60% de las exportaciones. Un estudio reciente en 138 AP caribeñas concluyó que las Áreas Marinas Protegidas (AMP) promueven el turismo de buceo en la región. En países más grandes que tienen economías diversificadas, la contribución del TN es menor, pero importante. En Bolivia, un total de 82.770 extranjeros visitaron AP (un 16% de visitantes extranjeros) durante 2007, cuando el turismo produjo aproximadamente \$292 millones netos en divisas.

La sección 3.4 muestra la creación de empleos locales y oportunidades de negocios generados por el TN en las AP y áreas circundantes. En muchos lugares, los empleos generados por el TN han transformado un retraso económico en economías locales dinámicas. Sin embargo, estos empleos del sector de servicios pueden ser mal remunerados, temporales y particulares de un lugar, en especial bajo un enfoque BAU del turismo.

⁷¹ (www.wcscambodia.org/conservation-challenges/communities-and-livelihoods/wildlife-friendly-products.html, consultado en julio de 2010).

Figura 10.4. Posible crecimiento de los ingresos del turismo en las AP de Perú según BAU y SEM



Salvo algunas excepciones, el turismo en AP aún se gestiona deficienteamente en la región de ALC. Esto es preocupante, dado que las prácticas BAU pueden dañar seriamente las AP importantes para el turismo. Por ejemplo, en el Parque Nacional Galápagos, en Ecuador, la cantidad de turistas ha aumentado de 40.000 visitantes en 1990 a 140.000 en 2006, lo cual ha producido una gran presión sobre los recursos naturales. La UNESCO y la UICN han declarado formalmente que el Parque Nacional Galápagos está “en peligro” debido a esta amenaza generada por el volumen de turistas. La industria del turismo privado contribuye en forma mínima al financiamiento de la gestión del parque y ha resistido la implementación de un plan maestro consensuado.

Los estudios indican que la introducción de una gestión de turismo sostenible en las AP puede incrementar los ingresos. Por ejemplo, cuatro parques nacionales en Perú (Huascarán, Paracas, Tambopata y Titicaca), que actualmente aplican las prácticas BAU, generan cerca de \$600.000 al año. Si no hay un cambio a SEM, esta cifra puede aumentar a \$1,2 millones, con una alta probabilidad de declinar debido al desgaste. Sin embargo, con un cambio a SEM, los ingresos podrían aumentar a \$4,3 millones anuales en cinco años (León 2010), como se observa en la figura 10.4.

LOS BENEFICIOS GENERADOS POR LAS AP NO SON EQUITATIVAMENTE DISTRIBUIDOS

Las AP bajo SEM, pueden facilitar una gestión de recursos naturales más sostenible y equitativa, como en el caso de las áreas indígenas protegidas en Brasil. Los pueblos indígenas y rurales que viven dentro y en los alrededores de AP, a menudo, han sido aislados o incorporados parcialmente a las actividades económicas. Estos pueblos tienen bajos ingresos y un acceso limitado a los servicios básicos. La creación de

AP bajo BAU puede exacerbar la pobreza como resultado del costo de oportunidades (a nivel tanto individual como del gobierno local) y una pérdida parcial del acceso a recursos naturales (por ejemplo, leña, animales para caza, materiales de construcción). En el caso de los sistemas de AP en transición a SEM, un estudio del impacto que tienen en la pobreza en Costa Rica y Tailandia concluyó que no hay evidencia de que hayan exacerbado la pobreza en las comunidades vecinas (Adam et al. 2010). Además, no se ha hallado evidencia que demuestre que los asentamientos humanos dentro y alrededor de las AP hayan experimentado una considerable pérdida en el acceso a los recursos naturales; este estudio tampoco halló evidencias de que la creación de AP aumente la marginalización y pobreza de las comunidades rurales en equilibrio, aunque es posible que algunas personas o grupos pierdan, mientras otros ganan.

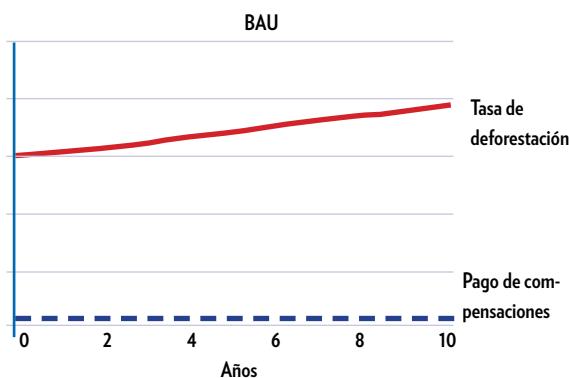
Gran parte de la evidencia muestra que las AP generan beneficios para los pueblos locales, particularmente cuando pueden recibir beneficios de las AP como la participación en programas relacionados con el uso sostenible de los recursos de biodiversidad, la gestión de AP (patrullaje) o TN. Sin embargo, en algunos casos, los residentes locales no han podido acceder equitativamente a los beneficios de las AP. Por lo tanto, hay ganadores y perdedores. Los perdedores, cuya situación económica puede empeorar después del establecimiento de una AP, carecen de acceso a los mecanismos mediante los cuales las AP generan beneficios. Algunos gobiernos nacionales o locales han fallado en la implementación de medidas compensatorias (por ejemplo, capacitación, subsidios, etc.) para evitar los posibles efectos negativos de establecer AP. Estas son preguntas esencialmente políticas ocultas bajo el modelo BAU (¿quién cubrirá los costos?), que deben trabajarse de forma transparente y responsable según SEM. En general, la participación de los actores interesados en las AP, el empoderamiento de los actores locales y la transparencia son clave para el éxito en SEM, especialmente en la transición hacia este enfoque.

LAS AP BAJO UN ENFOQUE SEM PUEDEN CONTRIBUIR A LA EQUIDAD Y A LA REDUCCIÓN DE LA POBREZA

Los pueblos locales, por lo general, acceden a capacitación y empleos en las AP (por ejemplo, vigilancia, cartografía, marcación de límites, mejora de la infraestructura, divulgación). Es posible que también, participen en oportunidades generadoras de ingresos relacionadas con las AP y sus visitantes (como guías, proveedores de servicios de ecoturismo, y como abastecedores de alimento, artesanías, souvenirs y otros artículos). Además, pueden trabajar explotando concesiones madereras, recolectando PFNM, brindando servicios para visitantes, entre otros. Aun así, más personas pueden participar a través de las empresas de turismo.

Existen muchos ejemplos de AP que contribuyen al bienestar y a mejorar la equidad de los pueblos rurales mediante la generación de

**Figura 10.5. BAU en comparación con SEM:
Deforestación con o sin pagos compensatorios**



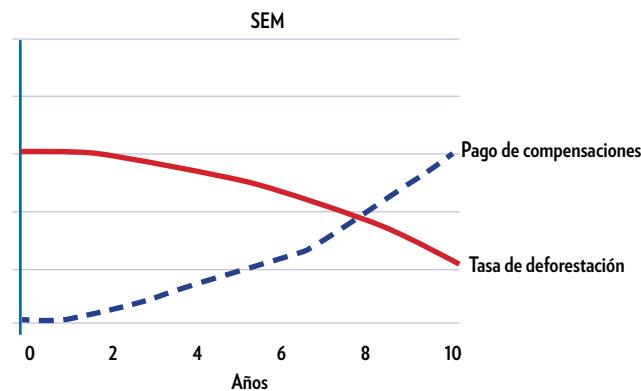
LOS BENEFICIOS ECONÓMICOS DE LAS AP Y LA REDUCCIÓN DE COSTOS BAJO SEM JUSTIFICAN LA INCLUSIÓN DE EXTERNALIDADES

Es posible que las externalidades negativas surjan de muchas actividades en las AP realizadas bajo un enfoque BAU, en otros casos, las externalidades pueden favorecer a las AP y pueden transformarse en la base de los PSA. En el contexto de la transición a SEM, la suposición de las externalidades y su valoración es un paso esencial. Por ejemplo, para generar energía hidroeléctrica en las cuencas ribereñas de las AP, el factor de externalidad puede ser el encenagamiento de aguas abajo debido al uso de los visitantes o al uso excesivo de las AP. El costo de corregir esto en la central eléctrica puede calcularse en una milésima de dólar por kWh. Si se aplica una unidad tan pequeña al gran mercado de la energía hidroeléctrica y si se asigna una parte de los ingresos a la protección de la cuenca hidrográfica del AP, esta política podría generar un flujo considerable para financiar los PSA. Según SEM, con un mejor control de la perturbación de las tierras en las AP, las sumas requeridas disminuirían.

SEM ASEGURA UNA ALTA CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LAS AP, INDISPENSABLES PARA MANTENER LOS NIVELES DE PRODUCCIÓN Y AHORRO EN LA AGRICULTURA DE RIEGO, ENERGÍA HIDROELÉCTRICA Y AGUA POTABLE

Quizás la contribución más cuantificable de los ecosistemas en las AP, son los suministros de agua dulce de alta calidad, con bajos índices de sedimentos que obstruyan la infraestructura. La gestión SEM de las AP es fundamental para mantener la productividad y generar millones de dólares en ahorros al evitar los costos de la eliminación de sedimento.

Figura 10.6. SEM: Disminución de la deforestación como resultado del pago de compensaciones



oportunidades de empleo y un ingreso estacional cada vez mayor, particularmente en el TN y mediante la recolección de PFNM (como el caucho y la nuez de Brasil en el Amazonas). Además, existen mecanismos innovadores de PSA como el programa Bolsa Floresta de Brasil que paga a los hogares y comunidades indígenas para conservar el bosque del Amazonas. Este programa comenzó en 2008 con 2.702 familias que recibieron un subsidio "Bolsa Floresta Familiar" de \$22 mensuales por hogar con mujeres como jefas de hogar, quienes residen en unidades de conservación y se comprometen a detener la deforestación. Las comunidades reciben respaldo para financiar los guardabosques y otros gastos. Se espera que con el tiempo, estos PSA reduzcan o eliminen tanto la deforestación como la pobreza endémica. Los escenarios contrastantes de BAU y SEM se muestran en las figuras 10.5 y 10.6.

El establecimiento de AP puede generar impactos negativos a corto plazo cuando los posibles efectos sociales, económicos y ambientales no se han evaluado en detalle. Este fue el caso del AMP de Soufrière en Santa Lucía (ICRAN *et al.* 2005), adonde la introducción de áreas de no captura implicó que el 35% de los territorios de pesca fuesen una zona prohibida, lo que permitió que se recuperara la pesca y lograra niveles de rendimiento sostenibles más altos. Esta medida impuso un costo transitorio a los pescadores locales mediante menores capturas y costos adicionales al combustible para llegar a las nuevas zonas de pesca. Las políticas de apoyo para mitigar las pérdidas incurridas por los participantes más vulnerables durante el cambio de BAU a SEM deben formar parte de todos los planes de transición.

La creación de AP, dependiendo de la categoría, puede producir pérdidas para las comunidades locales que ven limitado su acceso histórico a recursos. Este es uno de los costos externalizados que caracteriza al BAU. El conflicto con las comunidades maltratadas puede ser costoso en el futuro o incluso llevar al fracaso de la AP.

Riego: Los casos de Colombia, Perú y Venezuela muestran que los ecosistemas de las AP son importantes para la agricultura de riego. Por ejemplo, el Sistema de Parques Nacionales de Colombia alimenta a cuatro de las seis redes de abastecimiento de agua más importantes del país; 12 de los principales distritos agrícolas utilizan agua de los parques para regar cerca de 200.000 ha. El suministro de agua en los distritos de Córdoba y Tolima dependen de las fuentes de los parques naturales Paramillo y Las Hermosas. Estos distritos representan el 37% de la producción de arroz de Colombia (FAO 2010), valorado en \$193 millones durante el año 2000. En Perú, el valor anual de la producción agrícola en distritos de riego vinculados a las AP se estimó en \$514 millones. En Venezuela, cerca del 20% de las áreas de riego (450.000 ha) depende de los parques nacionales.

ENERGÍA HIDROELÉCTRICA: GRACIAS A SEM SE PUEDE OBTENER UN FLUJO SUFFICIENTE DE AGUA Y AHORROS (COSTOS DE REEMPLAZO EVITADOS) EN LAS OPERACIONES DE PRESAS DE GENERACIÓN DE ENERGÍA HIDROELÉCTRICA

Existe evidencia sólida en Venezuela, entre otros países, adonde cerca del 73% de la electricidad generada durante 2007 provino de plantas hidroeléctricas con captaciones en distintos parques nacionales. El impacto del mantenimiento de las AP bajo prácticas BAU puede ser significativo: el gobierno podría perder los ahorros actuales (en comparación con los de generación de energía térmica), calculados en \$15.200 millones al año, lo que equivale al 23% del presupuesto de 2007 del país (y esto excluye el costo de las medidas de prevención del impacto ambiental).

Figura 10.7. Costo de mantener la capacidad de suministro de energía hidroeléctrica (BAU)

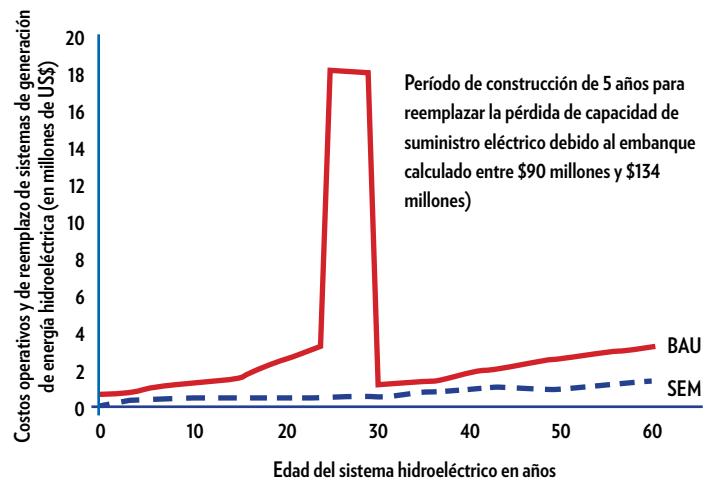
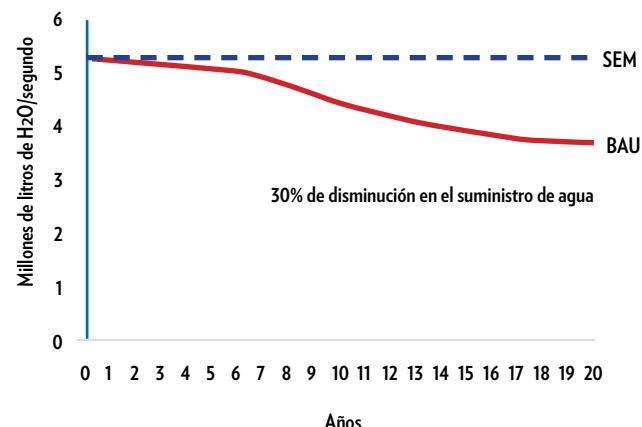


Figura 10.8. Posible disminución en el suministro de agua proveniente de las AP bajo BAU en Venezuela

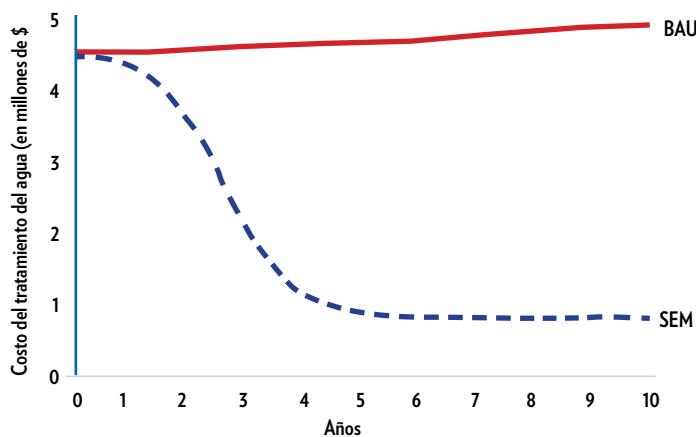


La Represa del Gurí en la cuenca del río Caroní, el sistema de generación de energía hidroeléctrica más grande de Venezuela, es un claro ejemplo. Durante la década de 1990, el beneficio derivado de la protección de las cuencas hidrográficas para la producción de energía hidroeléctrica en la cuenca del río Caroní se valoró en un detallado análisis costo-beneficio (Gutman 2002). Los estudios mostraron que la generación de energía mediante este sistema hidroeléctrico disminuiría aproximadamente entre un 10% y un 15% por el embanque, si ocurriera una deforestación moderada. El sistema hidroeléctrico tiene una vida útil estimada de 60 años, y las pérdidas en la generación de energía hidroeléctrica se producirían a mediados de la vida útil de la represa. El costo de recuperación de la pérdida de capacidad en este escenario (BAU) se muestra en la figura 10.7. Es preciso entonces generar la inversión para el reemplazo entre el año 25 y 29 para que esté listo en el año 30, con un costo estimado de entre \$90 millones y \$134 millones.

Consumo de agua: El suministro de agua a millones de personas en grandes ciudades de la región proviene de las AP, como por ejemplo, las capitales de Colombia, Brasil, República Dominicana, Ecuador, Venezuela y Costa Rica. Según SEM, los usuarios pueden asegurar el suministro de agua a costos individuales casi insignificantes, protegiendo al mismo tiempo la cuenca hidrográfica (si existe la voluntad política para adoptar tarifas sostenibles de agua). Sin embargo, los beneficios del agua basados en el ecosistema están en riesgo. Por ejemplo, en Venezuela, los parques nacionales sustentan una producción de 530 m³/seg cubriendo las necesidades de agua de más de 19 millones de personas en centros urbanos y pueblos pequeños. Sin embargo, según las prácticas BAU actuales, el agua de los parques podría disminuir entre un 10% y un 30% durante los próximos 20 años (figura 10.8).

Por ejemplo, las fuentes de agua de Caracas, pierden capacidad en un 0,5% anual estimado, una reducción de 0,135 m³/seg. Según los

Figura 10.9. Costos de eliminación de sedimento según BAU y SEM en el suministro de agua de Bogotá



costos marginales actuales, Caracas deberá invertir, en promedio, \$13,5 millones al año en nuevas fuentes de agua solo para compensar la pérdida de suministro bajo BAU. Cambiar a SEM sería más económico.

El caso de suministro de agua del Parque Nacional Chingaza en Colombia provee más evidencia. En el mismo, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), se beneficiará de la inversión en la protección de las cuencas hidrográficas (SEM). Un esfuerzo de conservación de cuatro años del EAAB será financiado al ahorrar parte de los \$4,5 millones anuales en costos por eliminación de sedimentos incurridos por las prácticas BAU anteriores (GEF 2010). Sin SEM, los costos de la eliminación de sedimentos seguirían aumentando. La figura 10.9 ilustra los escenarios BAU y SEM.

Se ha realizado una gran labor en la valoración del aporte de los recursos hídricos al consumo humano. Por ejemplo, en Chile, los datos indican que el servicio de agua dulce proveniente de los 24.000 km² de bosque valdiviano (una zona designada de gran biodiversidad) equivale a \$16,4 millones anuales. Este AP tiene el potencial para beneficiar a 7 millones de personas. En Brasil, la cuenca hidrográfica Guapi-Macacu, dentro del parque estatal Três Picos, abastece a la mitad de los 1,7 millones de residentes de la región, con un costo anual promedio de \$0,35 por persona para la protección de las cabeceras.

LAS ÁREAS MARINAS Y DE AGUA DULCE PROTEGIDAS CONTRIBUYEN AL CRECIMIENTO MEDIANTE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Las reservas marinas contribuyen a aumentos en la biodiversidad y renovación de recursos pesqueros agotados que están asociados a grandes aumentos en la productividad de la pesca. Este enfoque SEM ha aumentado los ingresos y empleos de las poblaciones locales y de las flotas de pesca industrial. En Brasil, la importante pesca de agua

dulce del pirarucú, actualmente en peligro de extinción, ha llevado a establecer reservas de extracción con el fin de implementar una gestión pesquera comunitaria.

Recommendaciones

GESTIÓN DE LA INVESTIGACIÓN Y LA INFORMACIÓN

- Evaluar (1) las inversiones necesarias para alcanzar SEM, incluida la definición de objetivos SEM para sistemas de AP; (2) áreas de prioridad para la inversión en las AP que podría llevar a un ahorro en los costos de otros sectores; (3) subsidios perversos existentes para las prácticas BAU y desarrollo de estrategias para eliminarlos progresivamente; y (4) la factibilidad de desarrollar nuevas AP para mejorar la representación ecológica a una escala nacional o regional. Los interesados deben participar a todos los niveles.
- Determinar las opciones para una reforma fiscal ambiental y un financiamiento innovador de los PSA con el fin de cerrar las brechas financieras de los sistemas de AP.
- Introducir una valoración más sistemática y socio-económicamente rigurosa de los beneficios y costos de las AP con la participación de los actores interesados; introducir un enfoque sobre el beneficio marginal de pasar de BAU a SEM y considerar el costo de oportunidades y los problemas de distribución.
- Establecer un Sistema de Gestión de Información SEM para los sistemas de AP a fin de proporcionar un flujo oportuno de la información sobre el nivel del sector a los responsables de la toma de decisiones (públicos y privados) en asuntos como la salud del ecosistema, progreso hacia los objetivos SEM y el impacto económico de las AP según SEM. Conectar estas conclusiones a una plataforma regional de economía y desarrollo sostenible, como la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), para facilitar el intercambio de información, coordinación regional y la toma de decisiones.

POLÍTICAS Y FINANZAS DE LAS AP

Según las evaluaciones aquí descritas:

- Identificar las necesidades para la consolidación de las AP existentes y la creación de AP nuevas; este esfuerzo debe generar una propuesta que considere la representatividad ecológica, costos de oportunidad (por ejemplo las externalidades positivas como el carbono, el agua, los recursos genéticos y las visitas), distribución de los beneficios y mecanismos de costos y financiamiento de la gestión de AP.
- Permitir la participación de los actores interesados en la planificación, implementación y supervisión de las AP. Ante todo, los sistemas

de AP deben incluir las AP que proporcionan SE esenciales para sustentar el crecimiento económico nacional y el desarrollo local.

- Adoptar políticas, procedimientos de consulta y programas de inversión para minimizar el posible impacto negativo de las AP, nuevas y existentes. Dichas políticas permitirán, por ejemplo, la participación de grupos interesados locales y nacionales, la compensación temporal de ingresos cuando se establezcan prohibiciones por temporadas o áreas de no captura, la compensación por reasentamiento cuando se requiera, y mecanismos transparentes para acceder a los beneficios de las AP. Enfrentar estos problemas de distribución afectarán, a su vez, directamente al apoyo local y nacional para la conservación, con implicaciones para los SE que proporcionan beneficios nacionales.
- Introducir en el sistema de contabilidad nacional, sistemas para incluir los beneficios y costos asociados al capital natural.
- A nivel nacional, introducir una política de gestión financiera de las AP orientada a los resultados, con un enfoque en tres áreas: (1) estableciendo claramente la relación entre las AP y el crecimiento económico, (2) asegurando y aumentando las diversas fuentes de financiamiento y (3) creando capacidad para gestionar los fondos adecuadamente. Es fundamental que las AP funcionen para delimitar necesidades financieras realistas, basadas en programas orientados a los resultados, que vinculen los costos con las metas de conservación de la biodiversidad y del crecimiento económico.
- Implementar una estrategia nacional multisectorial en fases sobre la reforma fiscal ambiental (RFA), incluidas oportunidades para eliminar externalidades, en base a las conclusiones descritas anteriormente. Una RFA requerirá de un fuerte compromiso por parte de los sectores público y privado, y se centrará, en forma equilibrada, en las necesidades financieras de los gobiernos locales, comunidades dentro de las AP y de sus zonas aledañas y en el financiamiento de las AP. La estrategia multisectorial estaría dirigida a varios sectores simultáneamente (por ejemplo, suministro de agua, energía y minería) y deberá ser introducida en forma gradual, para evitar impactos y distribuir la responsabilidad y las contribuciones financieras en forma general. Algunos ejemplos de estas políticas incluyen el mejoramiento del precio del agua

y la energía, la adopción de impuestos ecológicos y tarifas por contaminación, la imposición de límites a las emisiones de carbono y regalías en el sector forestal.

INSTITUCIONES (PÚBLICAS Y PRIVADAS)

- Establecer un mecanismo de coordinación a nivel ministerial para promover la introducción de una nueva política de gestión de AP basada en los ecosistemas con fuerte participación del sector privado y otros actores interesados. Este mecanismo estaría vinculado a la creación de una plataforma intergubernamental sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos, solicitada en la Declaración Conjunta de la Cumbre del G8 y G20 en Canadá en junio de 2010.
- Evaluar las necesidades para una reforma nacional administrativa e institucional. Para ser sostenible, el SEM necesitará de un entorno institucional fortalecido. La durabilidad del SEM depende del compromiso compartido de los sectores público y privado, y en la rendición de cuentas compartida para el mantenimiento de ecosistemas y biodiversidad saludables. Los organismos de AP podrían verse beneficiados de la responsabilidad multisectorial compartida de los costos de gestión de las AP. Las operaciones co-gestionadas y co-financiadas se deberán aplicar en áreas clave, entre ellos, medio ambiente, turismo, industrias, pesca, agricultura, energía, agua y saneamiento, y empleo. Bajo BAU, los sectores que utilizan SE, como el turismo, la agricultura, la energía, el agua, la pesca y la industria, no comparten responsabilidades ni costos.
- Seguir elaborando estrategias financieras y planes de negocios para el sistema de AP con el respaldo del sector privado a fin de facilitar la implementación de una RFA y el uso de portafolios de diversos mecanismos de generación de ingresos; y, además, introducir en los organismos de AP, unidades de desarrollo de negocios responsable de valorar la contribución de las AP a estas estrategias financieras y planes de negocios y de comunicar ese valor. El MINAM de Perú ha realizado las primeras iniciativas en esta dirección mediante el establecimiento del Consejo para la Valoración Económica de AP creado en 2009.

Apéndice 10.1. Amenazas a los ecosistemas de agua dulce y la posibilidad de prevenirlas por medio de las AP

Amenaza para ecosistemas de agua dulce	Descripción/Causa	Origen: Local	Origen: Área de captación	Origen: Externas al área de captación	¿Solución basada en el lugar para una protección proactiva?
Alteración directa del hábitat	Degradación y pérdida	X	X		Gestión desde la localidad hasta el área de captación
	Fragmentación causada por las represas y los segmentos inhóspitos del hábitat	X			Ríos o tramos de río protegidos
Alteración del caudal	Alteración causada por las represas	X	X		Ríos o tramos de río protegidos
	Alteración por el cambio en el uso de la tierra		X		Gestión del área de captación
	Alteración por extracción del agua	X	X		Prohibir o gestionar la extracción mediante sistemas de prioridad
Pesca excesiva	Comercio, sustento, recreativo y caza furtiva	X	X		Reservas pesqueras
Contaminantes	Escorrentía de tierras agrícolas (nutrientes, sedimentos y pesticidas)		X		Gestión del área de captación
	Productos químicos tóxicos como metales, compuestos orgánicos y perturbadores endocrinos	X	X		Gestión del área de captación; prohibir la descarga local de la fuente puntual de contaminación
	Acidificación debido a los contaminantes atmosféricos y la minería			X	Ninguna
Especies invasoras	Interacciones entre especies y condiciones de hábitat alteradas debido a introducciones accidentales o intencionales	X	X		Prevenir las introducciones a los sistemas mediante barreras artificiales o naturales contra las invasiones
Cambio climático	Produce cambios en el ciclo hidrológico y vegetación adyacente; afecta a las variedades de especies y a la productividad del sistema			X	Ninguna (excepto el mantenimiento de oportunidades de dispersión y refugios térmicos)

En la mayoría de los casos en los cuales se indican orígenes locales y de las áreas de captación, las tensiones ambientales locales se transfieren aguas abajo y se convierten en impactos causados por las áreas de captación en otras partes.

Fuentes: Información obtenida de Brinson y Malvarez (2002); Rundle (2002); Bronmark y Hansson (2002); Malmqvist y Rundle (2002); y Tockner y Stanford (2002).

Apéndice 10.2. Las AP y la diversidad genética de cultivos en países seleccionados de ALC

País	Área protegida	Relación con parientes silvestres de cultivos (PSC) y paisajes
Argentina	Quebrada de Humahuaca, categoría V de la UICN, 172.116 ha	Este paisaje protegido fue designado como parque nacional el 24 de julio de 1979. Contiene PSC de papas (<i>Solanum brevidens</i> y <i>S. tuberosum</i>).
Bolivia	Parque Nacional Madidi, categoría II de la UICN, 1.895.750 ha	Las Pampas del Heath en el norte de Bolivia y sureste de Perú es la planicie de pradera amazónica en estado natural más grande que existe. Aproximadamente dos tercios de las pampas de Bolivia se ubican dentro de este parque. Un tipo de piña silvestre (<i>Ananas sp.</i>), que pudo ser el ancestro de la piña que se cultiva, abunda en las Pampas. También se ha realizado un estudio en los parques nacionales de Bolivia sobre la conservación in situ de PSC, como especies de papa y maní (<i>Arachis spp.</i>).
Costa Rica	Parque Nacional Corcovado, categoría II de la UICN, 47.563 ha	Este parque en el sur del país es una reserva genérica de aguacate (<i>Persea americana</i>), “nance” (<i>Byrsonima crassifolia</i>) y “sonzapote” (<i>Licania platypus</i>).
	Parque Nacional Volcán Irazú, categoría II de la UICN, 2.309 ha	Se ubica en la región montañosa de la provincia de Cartago, contiene especies de plantas como poblaciones de aguacates silvestres y parientes cercanos al aguacate <i>P. schiediana</i> .
Ecuador	Sitio del Patrimonio Mundial, Islas Galápagos, 766.514 ha (área terrestre)	Es probable que las Islas Galápagos contengan recursos genéticos importantes, pero, en general, estas especies aún no han sido investigadas. Una excepción destacable es el tomate endémico (<i>Lycopersicon cheesmanii</i>) que ha contribuido significativamente al cultivo comercial de tomate gracias a una mayor resistencia a transporte de largas distancias. En un estudio sobre las poblaciones de tomates en las Islas Galápagos, diversas poblaciones de <i>L. cheesmanii</i> estudiadas hace 30 y 50 años habían desaparecido, la mayoría a raíz de la actividad humana, lo que destaca la necesidad de una conservación activa de los PSC en este lugar.
	Parque Nacional Sangay, categoría II de la UICN, 517.725 ha	Este parque en el centro de Ecuador es considerado como “una enorme reserva genética y seguramente una fuente de parientes silvestres de cultivos y medicamentos posiblemente valiosos”.
Guatemala	Biotopo protegido Mario Dary Rivera, categoría II de la UICN, 1.022 ha	Luego de más de 50 años, se descubrió el <i>Capsicum lanceolatum</i> , en un vestigio virgen del bosque nuboso de Guatemala, preservado como hábitat para el quetzal resplandeciente (<i>Pharomachrus mocinno</i>).
	Reserva de la Biosfera, Sierra de las Minas, categoría VI de la UICN 94.796 ha	Esta cadena montañosa ubicada en el este de Guatemala contiene diversas Solanáceas “que representan posibles fuentes de germoplasma de las plantas alimenticias como la variedad local de tomates”.
México	Reserva de la Biosfera, Sierra de Manantlán, no categorizada en WDPA, 139.577 ha	Es probable que la existencia de <i>Z. diploperennis</i> y otros PSC se deba a las prácticas agrícolas tradicionales de cultivo de corte y quema (coamil) y a la crianza de ganado.
	Áreas Naturales Protegidas Comunitarias en la Sierra Norte de Oaxaca, no disponible en WDPA	La WWF ha ayudado a crear AP comunitarias en el bosque de pino-encino mesoamericano en Sierra Norte de Oaxaca, un conocido centro de diversidad de la papa. Ixtlán de Juárez protege 9.000 ha de bosques de pino-encino, nubosos y tropicales; Santa Catarina Ixtepeji protege 4.225 ha de bosques de pino-encino; Santa María Yavesía protege 7.000 ha de bosque de pino encino; y cuatro de las comunidades indígenas de la Unión de Zapotec y Chinantec (UZACHI) protegen 12.819 ha de bosques de pino-encino, nubosos y tropicales. El área protegida se está expandiendo rápidamente. Durante los últimos dos años, se han establecido 18.970 ha de AP comunitarias adicionales en San Francisco La Reforma I (670 ha), Santa Sociedad Río Grande Teponaxtla (3.200), San Francisco la Reforma II (2.500) Cruz Tepetotutla (4.600), San Antonio del Barrio (2.200), San Pedro Tlatepusco (2.300) y Nopalera del Rosario (3.500).
	Reserva de la biosfera Montes Azules, categoría VI de la UICN, 331.200 ha	Montes Azules se ubica en el estado de Chiapas en el sureste de México. Es una de las áreas más extensas de bosque tropical húmedo en México y América Central, que contiene unas 500 especies de árboles, como el aguacate silvestre.
	Parque Nacional Pico de Orizaba, categoría II de la UICN, 19.750 ha	Pico de Orizaba contiene poblaciones de aguacates silvestres (<i>P. americana</i>).
Paraguay	Reserva Mbaracayú, categoría IV de la UICN, 1.356 ha	Un proyecto de Paraguay y USDA está realizando investigaciones sobre herbarios e inventarios de museos, además de otros inventarios de especies para determinar la ubicación geográfica de PSC, en especial dentro de sus AP. El objetivo es utilizar la información para crear o revisar los planes de gestión dentro de las AP existentes y sitios recomendados para nuevas AP en los lugares con gran abundancia de PSC.
Perú	Parque Nacional Bahuaja Sonene , categoría II de la UICN, 1.091.416 ha	Bahuaja Sonene protege el área peruana de las Pampas del Heath. Es el parque con la población más grande de árboles de nuez de Brasil en Perú (<i>Bertholletia excelsa</i>), más de 30.000 ha, y protege una diversidad de frutos nativos, como la piña silvestre y la guava (<i>Psidium sp.</i>).
	Parque Nacional Manú, categoría II de la UICN, 1.716.295 ha	Los bosques de las llanuras aluviales bajas del Río Manú albergan una diversidad comercialmente o potencialmente importante de árboles frutales como el cacao (<i>Theobroma cacao</i>) y el “sapote” (<i>Quarariblea cordata</i>). Se ha indicado que los bosques de Manú “probablemente tengan una cantidad desproporcionada de plantas importantes para la economía de la región en general y que son excepcionalmente importantes para mantener el germoplasma para futuros programas de mejoramiento genético”.

Fuente: Stoltz et al. (2006).

Apéndice 10.3. Categorías de gestión de áreas protegidas de la UICN

CATEGORÍA Ia. Reserva Natural Estricta: área protegida administrada principalmente con fines científicos. Definición: Área de tierra o mar que posee algunos ecosistemas, características o especies geológicas o fisiológicas extraordinarias o representativas que están disponibles, principalmente, para investigación científica o supervisión ambiental.

CATEGORÍA Ib. Área Silvestre: área protegida administrada principalmente para la protección de la vida silvestre. Definición: Gran área de tierra o mar no alterada o levemente alterada que retiene su carácter e influencia naturales, sin asentamientos permanentes o considerables, está protegida y gestionada de modo que se preserva su condición natural.

CATEGORÍA II. Parque Nacional: área protegida administrada principalmente para la protección del ecosistema y usos recreativos. Definición: Área natural de tierra o mar natural designada para (a) proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas para las generaciones presentes y futuras, (b) impedir la explotación u ocupación desfavorables al propósito de designación del área y (c) proveer una base de oportunidades espirituales, científicas, educativas y recreativas para el visitante, que deben ser compatibles con el medio ambiente y la cultura.

CATEGORÍA III. Monumento Natural: área protegida administrada principalmente para la conservación de características naturales específicas. Definición: Un área que contiene una o más características específicamente naturales o naturales y

culturales que son de un valor único o extraordinario debido que es inherentemente poco común, posee cualidades representativas o estéticas, o es de importancia cultural.

CATEGORÍA IV. Áreas de Manejo de Hábitats o Especies: área protegida administrada principalmente para la conservación mediante intervenciones de gestión. Definición: Área de tierra o mar sujeta a la intervención activa para propósitos de gestión de modo que asegure el mantenimiento de los hábitats o cumpla los requisitos de especies específicas.

CATEGORÍA V. Paisaje Terrestre o Marino Protegido: área protegida administrada principalmente para la protección del paisaje terrestre o marino y usos recreativos. Definición: Área de tierra, con costa y mar según corresponda, donde las interacciones entre las personas y la naturaleza han producido, con el tiempo, un área de carácter distinto con una estética expresiva, valor cultural o ecológico y, a menudo, con una gran biodiversidad. El velar por la seguridad de la integridad de esta interacción convencional es esencial para la protección, el mantenimiento y la evolución de dicha área.

CATEGORÍA VI. Área de Uso Sostenible de los Recursos Naturales: área protegida administrada principalmente para el uso sostenible de los ecosistemas naturales. Definición: Área que contiene, en su mayoría, sistemas naturales sin modificar, administrada para asegurar la protección y mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad, y, a la vez, para proporcionar un flujo sostenible de productos y servicios naturales para satisfacer las necesidades de la comunidad.

Apéndice 10.4. Ejemplos de la contribución económica de las AP a la reducción de la pobreza en ALC

País, posición en el IDH y PIB/cápita	Nombre del AP y detalles ²	Contribución económica a la reducción de la pobreza
Guatemala Posición en el IDH: 118 PIB/cap: \$4.313	La Reserva de la Biosfera Maya (2.112.940 ha, MAB 1990), incluidos el Parque Nacional Tikal y el Sitio del Patrimonio Mundial, Parque Nacional Laguna del Tigre y el Biotope Protegido Cerro Cahuí.	La Reserva de la Biosfera Maya provee empleo a más de 7.000 personas en la región de Petén, en Guatemala, y genera un ingreso anual de aproximadamente \$47 millones. Se cree que la reserva ha casi duplicado el ingreso de las familias locales. El 5% de los ingresos netos provenientes del ecoturismo está destinado a las personas locales y se invierte en proyectos comunitarios como la producción de artesanías y escuelas locales. Las mujeres son un grupo objetivo importante en estos proyectos.
Bolivia Posición en el IDH: 115 PIB/cap: \$2.720	El Parque Nacional y Área Natural de Gestión Integrada, Kaa Iya del Gran Chaco (3.441.115 ha Category IV, establecida en 1995).	Se creó un programa de \$3,7 millones que incluyó un fondo fiduciario de \$1 millón con el fin de sostener el parque. Se destinaron \$300.000 al fortalecimiento de las organizaciones indígenas, cerca de \$700.000 para actividades piloto de producción sostenible y \$1.5 millones para financiar la entrega de títulos de tierra por el reclamo territorial indígena de los Guaraní-Izocenos, los Chiquitanos y los Ayoreodes.
	Reserva Eduardo Avaroa (714.845 ha, categoría IV, establecida en 1973).	Cerca del 25% de los ingresos del parque debieran estar destinados a las comunidades Quetena locales, aunque en realidad cantidad que se transfiere parece ser menor.
Ecuador Posición en el IDH: 83 PIB/cap: \$3.963	Área Protegida Indígena Áwa (101.000 ha, categoría VI, establecida en 1988).	Existen 4.500 Awás que viven en 21 comunidades. Administran sus áreas protegidas para una producción sostenible de madera. Mientras que los intermediarios madereros pagaron \$60/m³ por "chanul" acerrado, el Programa de Silvicultura Áwa vende su producto en \$240/m³ (anticipando la producción de 200 m³ al año, por lo tanto, un total de \$48.000 al año). De los \$240, \$60 están destinados a costos externos, \$60 a los miembros de la comunidad que trabajaron en la extracción y los \$120 restantes es una tarifa de tala para la comunidad (o familia).
	Reserva Cuyabeno (603.380 ha, categoría VI, establecida en 1979).	En cinco comunidades de la reserva, el ingreso anual per cápita del ecoturismo se ha calculado entre \$80 y \$175. En Playas (ubicada dentro de la reserva) el salario de los trabajos permanentes en el Hotel Fotel es casi el doble del sueldo promedio local diario.
	Reserva Marina Galápagos (13,3 millones ha, categoría VI, establecida en 1996), incluye el Parque Nacional Galápagos (799.540 ha, categoría II, establecido en 1959).	El área también fue declarada como Sitio de Patrimonio Mundial en 1978; alrededor de 16.000 personas viven en cinco de las islas Galápagos y debido a mejores oportunidades económicas, el crecimiento de la población continúa gracias a la inmigración desde el continente. Los ingresos anuales del turismo, que sustenta al 80% de los residentes en la isla, equivalen a \$60 millones.
Perú Posición en el IDH: 82 PIB/cap: \$5.678	Parque Nacional Manu (1,5 millones de ha, categoría II, establecido en 1973).	El alojamiento para los ecoturistas produce \$500.000 al año para las comunidades indígenas locales que viven en las zonas aledañas al parque.
Brasil Posición en el IDH: 69 PIB/cap: \$8.195	Estación Ecológica Estatal Mamirauá (1.124.000 ha, categoría Ia, establecida en 1990).	Un Programa de Alternativas Económicas iniciado en 1998 dirigido a 10.000 personas que viven en cinco villas dentro del área. Los ingresos subsecuentes han aumentado en un 50% y en algunas áreas en un 99%. La mortalidad infantil ha disminuido en un 53% gracias a mejor salud, educación y calidad del agua.
Trinidad y Tobago Posición en el IDH: 57 PIB/cap: \$12.182	Matura (8.200 ha, categoría II, establecida en 1990. Designación no definida).	Se estima que el ingreso generado por la observación de tortugas en Matura genera en promedio \$28.572 por estación, entre marzo y agosto. La comunidad administra estos ingresos.
México Posición en el IDH: 53 PIB/cap: \$9.803	Reserva de la Biosfera El Triunfo (119.177 ha, categoría VI, declarada una Reserva del Hombre y la Biosfera en 1990)	El ingreso de los hogares ha aumentado entre un 50% y un 125% gracias, en gran parte, a las actividades agroforestales.
Costa Rica Posición en el IDH: 48 PIB/cap: \$9.481	Parque Nacional Tortuguero (18.946 ha, categoría II, establecido en 1975)	En 2003, los ingresos directos para la comunidad de Gandoca (ubicada a 125 km del parque) eran de aproximadamente \$92.300; 6,8 veces más que los posibles ingresos de la venta de huevos de tortuga en el mercado negro. Cada guía turístico en Tortuguero ganó en promedio entre \$1.755 a \$3.510 en un período de cinco meses, esto es entre dos a cuatro veces el salario mínimo. En general, se crearon cerca de 359 empleos gracias al ecoturismo. Además, se creó una escuela secundaria, una clínica y se mejoró el tratamiento de agua y de desechos gracias a los ingresos del parque.

1. Todas las cifras de PIB vienen de PNUD (2006).

2. Todos los datos sobre AP han sido extraídos de CMVC, PNUMA y la Base de Datos Mundiales sobre Áreas Protegidas, a menos que se indique lo contrario.

CAPÍTULO 11.

GESTIÓN SOSTENIBLE DE ECOSISTEMAS Y EL AGUA: BENEFICIOS DE LOS SERVICIOS HIDROLÓGICOS

Bruce Aylward⁷² y Ray Hartwell⁷³
investigación realizada por Oscar Zapata⁷⁴



11.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo sintetiza la información disponible, conceptual y empírica, acerca de las relaciones entre la gestión de la tierra, los servicios hidrológicos y el bienestar humano, con un énfasis en los países de América Latina y el Caribe (ALC). El análisis trata una pregunta oportuna: ¿puede la gestión sostenible de ecosistemas mejorar el suministro y calidad del agua, en comparación con los enfoques convencionales de la administración de las tierras y el agua?

Los administradores de recursos hídricos enfrentan la demanda creciente por agua en la agricultura, la energía hidroeléctrica, las ciudades y la industria. Los desechos de las economías en crecimiento aumentan la presión en cuanto a la capacidad de la tierra y las aguas para asimilar dichos desechos. La necesidad en aumento de servicios hidrológicos es análoga con la creciente preocupación por los impactos negativos que las presas, la extracción de agua, las descargas y la erosión tienen en la ecología de los sistemas de agua dulce y en la sostenibilidad de bienes y servicios esenciales de los ecosistemas.

Tratar este dilema requerirá una buena gestión de la tierra y el agua, junto con normas e incentivos del mercado. Las intervenciones eficaces necesitan conocimientos de las relaciones iniciales y finales del uso de las tierras y el agua, los servicios hidrológicos, la actividad económica, la infraestructura creada por el hombre y la función de los ecosistemas.

La prudencia sostiene que la deforestación conduce a pérdidas en la producción de agua y el costoso problema de la sedimentación en la energía hidroeléctrica final, el suministro de agua y las instalaciones de irrigación. También muchos observadores aceptan que los bosques atraen a las precipitaciones y actúan como una esponja, absorbiendo y almacenando el agua en exceso para utilizarla posteriormente, ofreciendo así a la agricultura y otras actividades productivas un aumento en el suministro de agua, una reducción de las inundaciones y un flujo mayor en la estación seca. Aunque estos puntos de vista están muy extendidos y mueven las políticas y la acción, no hay evidencia que las respalde. La divergencia entre la creencia generalizada y el conocimiento científico es una fuente de preocupación.

La idea de la gestión sostenible de ecosistemas (SEM) ha existido durante mucho tiempo como un diálogo entre los conservacionistas, separados por la retórica y la realidad de los desarrolladores tradicionales de recursos hídricos. Este capítulo intenta reunir esos diálogos, con una mirada crítica a lo que se conoce sobre SEM y los beneficios en cuanto a eficiencia y equidad a los que estas prácticas pueden contribuir. El potencial de oportunidades hidrológicas según SEM se evalúa en dos pasos: (1) el modo en que un cambio a SEM puede afectar los servicios hidrológicos a través de una cuenca hidrológica; y (2) el modo en que estos cambios en la función se vinculan con la utilidad económica y la distribución de los costos y beneficios.

A medida que surge el beneficio neto de invertir en SEM, también se deben considerar las compensaciones o sinergias con infraestruc-

⁷² Director de Ecosystem Economics LLC.

⁷³ Director de Ecosystem Economics LLC.

⁷⁴ Economista de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

tura de recursos hídricos y otras alternativas de inversión. Como era de esperar, este es una tarea compleja que carece de soluciones directas o genéricas. Sin embargo, la orientación que se proporciona en este capítulo ayudará a quienes toman las decisiones a revisar las opciones en casos específicos.

La observación subyacente de este capítulo es que la actividad económica final se ve afectada por la gestión inicial del agua y el uso de la tierra. Este efecto se repite a medida que las actividades se trazan posteriormente en una cuenca hidrológica determinada. Hay una cascada de efectos posteriores de los usos o acciones sucesivos que afectan al sistema hidrológico. Se distinguen dos enfoques opuestos, que en términos generales plantean un dilema que enfrentan los responsables de la toma de decisiones:

- **Prácticas habituales no sostenibles (BAU):** es un conjunto de prácticas para aprovechar los servicios de agua sin tomar en cuenta los efectos externos, lo que comúnmente produce impactos posteriores a partir de la conversión y erosión de los bosques; y
- **Gestión sostenible de ecosistemas (SEM):** es un conjunto de prácticas que apunta a optimizar el uso de la cuenca hidrológica completa, considerando los efectos posteriores y las partes interrelacionadas para tomar decisiones en cada nivel, comúnmente promoviendo que los ecosistemas de cabeceras intactas se mantengan y la práctica de la agricultura de bajo impacto.

Se calculan las compensaciones entre los servicios hidrológicos que se producen según estos paradigmas BAU y SEM, luego se comparan los beneficios y los costos a lo largo de una serie de actividades económicas, que se basan en la revisión de la experiencia en terreno hasta la fecha. Finalmente, se exploran las opciones de respuesta a las políticas y la toma de decisiones a la luz de los estudios de casos de la región ALC.

Conclusiones clave

Los mensajes principales acerca del potencial de SEM para los servicios hidrológicos en ALC son los siguientes:

1. **La calidad del agua es el aspecto principal que SEM mejora.** Los efectos en la gestión de la tierra en la calidad posterior del agua da forma a la producción económica. La carga de sedimentos, la escorrentía agrícola y las aguas residuales de humanos y animales son los factores que afectan más comúnmente la calidad del agua.
2. **Los bosques no mejoran los rendimientos hídricos.** La idea que se mantiene ampliamente de que los bosques aumentan la producción de agua no tiene que ver con los estudios, que han demostrado que la deforestación a menudo mejora los rendimientos hídricos. En algunos casos, los bosques pueden au-

mentar el flujo durante la estación seca. Tales efectos dependen de factores específicos del lugar.

3. **No hay respuestas genéricas.** El tipo, el volumen y el valor de los servicios hidrológicos que se producen en una cuenca hidrográfica determinada dependen de dos tipos de aspectos concretos: los elementos naturales que condicionan a las funciones hidrológicas, como los climas, los suelos y las formas de las cuencas; y las inversiones en infraestructura de recursos hídricos y los regímenes de gestión existentes. Aunque unas pocas normas generales se aplican, sus efectos combinados en situaciones especiales son complejos y hacen que sea necesario un análisis específico de los casos.
4. **Pago por Servicios Ambientales (PSA)** Las repercusiones ex-situ de los servicios hidrológicos deben influenciar la toma de decisiones económica a través de los administradores iniciales de la tierra, pero solo hacerlo cuando los eslabones como PSA estén en su lugar. Durante décadas recientes, la región de ALC ha ayudado a desarrollar el campo de la política medioambiental por medio de la experimentación innovadora con PSA en muchos países. Actualmente, hay una gran variedad de estos planes, lo que expande el continuo desde las iniciativas privadas a las públicas.
5. **La aversión al riesgo es una preocupación principal.** En captaciones de cabeceras intactas, la opción por defecto es mantener la cubierta forestal para proteger los usos económicos finales del agua y la infraestructura física.
6. **La infraestructura es un factor clave.** En captaciones de cabeceras degradadas, el mantenimiento de la productividad de la infraestructura existente es una preocupación principal; se debe tener mucho cuidado antes de investigar los cambios importantes en el uso de tierras.
7. **SEM puede respaldar políticas a favor del crecimiento.** Considerar los beneficios netos generales según SEM puede conducir a continuar con actividades económicas lucrativas que comenzaron según BAU, tales como las actividades que causan sedimentos, en las cuales los beneficios de la sedimentación superan a los costos.
8. **SEM probablemente beneficie a los segmentos pobres, lejanos y marginales de la sociedad de manera desproporcionada,** ya que los beneficios de BAU y de la infraestructura para el desarrollo del agua se acumulan con mayor frecuencia para poblaciones urbanas y sectores acaudalados. Los beneficios de SEM a menudo son desarrollados por aquellos que no poseen acceso a infraestructura o una red de seguridad social, mientras que los costos de BAU se discuten en los grupos pobres, rurales y marginales en la forma de degradación de la calidad del agua y otros costos externalizados.

11.2 LOS SERVICIOS HIDROLÓGICOS Y LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE ECOSISTEMAS

La función hidrológica se puede considerar como una serie de relaciones en cascada, desde las cabeceras al mar, en que los ecosistemas en condiciones que varían de vírgenes a muy modificados interactúan con la infraestructura construida y la actividad humana en todo el paisaje. Se han realizado trabajos científicos y económicos importantes acerca de la gestión de cuencas hidrográficas, el papel de los bosques y los servicios hidrológicos finales, aunque aún falta mucho que aprender.

Esta sección explora la naturaleza de los servicios hidrológicos y sus aportes económicos. Luego, la sección examina cómo les va a los servicios hidrológicos según dos escenarios generalizados para la gestión de ecosistemas: seguir haciendo negocios como hasta ahora (BAU) y la gestión sostenible de ecosistemas (SEM).

Servicios hidrológicos

La gestión de las cuencas hidrográficas abarca una gran variedad de funciones de los ecosistemas y los recursos naturales que la tierra y el agua proporcionan en conjunto. Para concentrarse eficazmente, este capítulo desarrolla un énfasis más limitado en los servicios hidrológicos, al referirse a los beneficios que surgen del uso del agua en sus muchas formas.

Los usos económicos del agua se pueden dividir en clases de servicios hidrológicos (cuadro 11.1). Muchos usos involucran el uso de la recolección bastante directa, la captación y disfrutar del agua. Estos servicios hidrológicos se pueden agrupar como usos del “agua de los ecosistemas”. Una segunda categoría, “agua con valor agregado”, se refiere a los usos del agua provistos a través de una infraestructura de recursos hídricos. Finalmente existe un conjunto de “servicios relacionados con el agua”, también provisto a través de la infraestructura, entre los que se encuentran la energía hidroeléctrica y el control de las inundaciones.

Es obvio que los servicios hidrológicos se originan naturalmente en los ecosistemas, pero luego mejoran al aplicarse mano de obra humana, tecnología y bienes de capital. Aquí, el enfoque no se dirigirá tanto a la interacción entre los seres humanos y los recursos hídricos, sin que más en el impacto indirecto que el uso inicial de tierra y agua tiene en la producción final de servicios hídricos. Se examinarán los papeles que desempeñan los ecosistemas y la infraestructura al proporcionar servicios hidrológicos, para evaluar la eficiencia potencial y los beneficios de equidad que se obtienen al cambiarse a prácticas SEM y dejar las prácticas BAU.

Relación entre el uso de la tierra y los servicios hidrológicos

Los servicios hidrológicos se refieren a los beneficios derivados del uso del agua. Desde la perspectiva del ecosistema, una serie de procesos producen agua y los servicios relacionados. Estos procesos involucran la interacción entre funciones geológicas, hidráulicas, químicas, biológicas y ecológicas, las cuales determinan cómo, cuándo y en qué cantidad y calidad la precipitación se infiltra o escurre para quedar disponible como agua del suelo, subterránea o de superficie.

La gestión de la tierra afecta a estos procesos naturales y cambia el ciclo del agua, principalmente cuando se altera la cubierta vegetal y las propiedades de la tierra y se influencia una serie de funciones hidrológicas, como aquellas relacionadas con lo siguiente:

- **Cantidad del agua:** cantidad precipitada; rendimiento hídrico anual; flujos estacionales, en particular el caudal intrínseco; recarga de las aguas subterráneas; respuesta al flujo de tormentas o flujo de inundaciones; y
- **Calidad del agua:** carga de erosión y sedimento; escorrentía y lixiviación de contaminantes que afectan la calidad física, química, biológica y ecológica del agua, y sedimentación, aireación, filtración, acción microbiana y otros procesos de purificación naturales.

El resultado de la gestión en una cuenca hidrográfica está vinculado a la función del ecosistema y el bienestar humano posterior, a través de su efecto en los servicios hidrológicos. El uso de la infraestructura del recurso hídrico también tiene consecuencias posteriores. Por ejemplo, el desvío de agua para el suministro o irrigación doméstica, reduce el flujo aguas abajo y puede afectar la calidad del agua al reducir la capacidad de asimilar contaminantes. Sin embargo, el objetivo de este capítulo se centra en la gestión de ecosistemas (no la infraestructura) y cómo la intervención preliminar en los ecosistemas afecta el bienestar al final del proceso. A este respecto, los servicios hidrológicos, en particular en ALC, a menudo son considerados en el contexto de cuencas hidrográficas superiores que proporcionan servicios relacionados con el agua, que generalmente implican infraestructuras en la etapa final. La ciencia y la prudencia no concuerdan en las relaciones de causa y efecto que están detrás de estos servicios, como se analiza a continuación.

La relación entre la gestión de la tierra y la función hidrológica afecta la prestación de servicios hidrológicos, como se refleja en la calidad y cantidad de agua. Estas se ven influenciadas por las prácticas de gestión que alteran la (a) cantidad de precipitación que es interceptada, (b) la cantidad que se evapora de las superficies, en particular la vegetación, pero también la tierra, (c) la cantidad de agua que transpiran y evaporan las plantas, (d) la tasa a la que el agua se infiltra en la tierra y, por lo tanto, el nivel de escorrentía superficial, (e) lavado o lixiviación de materiales, nutrientes y patógenos en aguas

Cuadro 11.1. Servicios hidrológicos

Usos y beneficios del agua: Servicios hidrológicos	Notas acerca de los tipos de usos del agua (ASub= aguas subterráneas, ASup= aguas superficiales)	Nivel de actividad económica	Nivel de uso consumutivo
A. Agua de los ecosistemas			
1. Precipitaciones			
Agricultura	Agricultura de secano	Hogar y producción	Importante
Nacional	Captación del agua de lluvia	Consumo y hogar	Menor
Apoyo del ecosistema	n/d	Todos	Varía
2. Aguas subterráneas			
Agricultura	Recolección en manantiales	Consumo y hogar	Varía
Nacional	Bombeo de ASub	Producción	Importante
Apoyo del ecosistema	n/d	Todos	Varía
3. Aguas superficiales			
Nacional	Recolección	Consumo	Menor
Agricultura	Recesión de inundaciones y cultivo en las riberas	Hogares	Menor
Navegación	n/d	Consumo	Ninguna
Transporte	n/d	Hogar y producción	Ninguna
Apoyo del ecosistema	n/d	Todos	Varía
Cultural y recreación	n/d	Consumo	Ninguna
Pesca	Subsistencia y captura comercial	Hogar y producción	Ninguna
B. Agua con valor agregado			
Agua embotellada	Recolección de ASub, bombeo de ASub	Consumo	Menor
Agua de riego	Desvío de ASup, almacenamiento de ASup, bombeo de ASub	Hogar y producción	Importante
Suministro de agua municipal e industrial	Desvío de ASup, almacenamiento de ASup, bombeo de ASub	Todos	Varía
Transporte	ASup: Almacenamiento, canalización, esclusas	Producción	Ninguna
Pesca y recreación	ASup: Almacenamiento, liberación de lo almacenado	Todos	Ninguna
C. Servicios relacionados con el agua			
Energía hidroeléctrica	ASup: Almacenamiento, derivación, embalse	Hogar y producción	Menor
Control de inundaciones	ASup: Almacenamiento, canalización, diques	Hogar y producción	Ninguna

subterráneas y superficiales, y (f) procesos de limpieza natural en la tierra y vías fluviales. Las interacciones entre la tierra y el agua pueden ser complejas; un proceso casi nunca ocurre en forma aislada. Los cambios reales en el flujo, calidad y épocas serán difíciles de predecir o determinar con algún grado de exactitud (Brujinzeel 2004).

La eliminación de la vegetación natural y la alteración de la tierra generalmente empeoran la *calidad* del agua (Brujinzeel 2004). En cambio, en cuanto a la *cantidad* de agua, es imposible hacer una afirmación sencilla. El efecto del uso de la tierra y la vegetación sobre la cantidad de agua no está claro, debido a la confusión y la discrepancia. Generalmente, los estudios sugieren que la cubierta vegetal con tasas altas de intercepción y transpiración, como muchos tipos de bosques y ciertas cosechas, evapotranspirarán (“consumirán”) más agua al año que otros tipos de coberturas de la tierra. De esta forma,

la preservación de los bosques puede tener como resultado flujos anuales totales menores, porque la vegetación abundante expuesta al calor del sol expulsa más agua de lo que lo haría, por ejemplo, un terreno vacío. Sin embargo, el nivel hasta el cual los bosques retienen y dosifican temporalmente el agua, moderando los flujos lentos en períodos secos y disminuyendo los picos máximos de inundación en las estaciones húmedas, puede ser más importante que el rendimiento hídrico total anual aguas abajo. Tanto la época como la cantidad puede ser crucial con respecto al suministro de agua.

A menudo, la conversión de los bosques trae consigo un régimen de gestión de la tierra que aumenta su compactación y disminuye las tasas de infiltración de agua de lluvia y hace más lenta la recarga de los acuíferos subterráneos y aumenta la escorrentía superficial. La evidencia sugiere que, en tanto estos efectos del cambio en el uso

de la tierra no sean tan grandes como para sobrepasar la reducción de la evapotranspiración, la conversión regular de bosques a pastizales puede llevar a un flujo de estación seca más alto (recuadro 11.1). La gestión eficaz de la tierra puede producir un rendimiento anual mayor y un caudal intrínseco más alto aguas abajo, después de la conversión de la vegetación natural, mientras que las prácticas de gestión deficientes podrían tener el efecto contrario. Existe bastante variación, en los efectos de las acciones del uso de la tierra específicos, como para hacer difícil una generalización.

Claramente, la creencia popular de que la eliminación de la vegetación natural debe llevar a menos agua y un menor flujo en las estaciones secas está equivocada; esta condición solo se aplica bajo un grupo limitado de circunstancias. Se debe tener precaución de no exagerar o estereotipar los beneficios hidrológicos de los tipos de vegetación específicos. En cambio, la tarea es identificar la receta correcta en cada lugar para mejorar la producción de los SE deseados, ya sean hidrológicos, estéticos, de biodiversidad, productos forestales u otros.

Prácticas habituales no sostenibles

Con la gestión BAU, el enfoque está en los beneficios netos para la empresa, sin considerar los efectos fuera del lugar o externalizados. La tierra, el agua y otros recursos se utilizan en conjunto con el capital físico (por ejemplo, la infraestructura), para maximizar los beneficios financieros exclusivamente para los terratenientes y las empresas en un tramo en particular de la cuenca hidrográfica. Los efectos posteriores del uso del recurso y de la infraestructura de desarrollo sobre otros usos humanos y ecológicos del sistema hidrológico en las cuencas hidrográficas, además de la irrigación, el suministro municipal e industrial, las plantas hidroeléctricas y el apoyo de las aguas continentales y los ecosistemas de humedales, reciben poca o ninguna atención. De esta forma, una decisión sobre si producir más agua al deforestar una cuenca hidrográfica consideraría solo la ganancia neta que se obtendrá ahí por los intereses que promueven esta estrategia, pero no el costo de la sedimentación para los actores finales ni el impacto de la pérdida de biodiversidad sobre los intereses públicos.

Recuadro 11.1. Puntos de vista y función hidrológica contradictorios: Rendimiento hídrico, recarga de las aguas subterráneas, flujos estacionales y el efecto esponja

En las zonas templadas y tropicales, cuando la actividad humana reduce la vegetación mediante la eliminación de bosques, también se reduce la evapotranspiración, lo que aumenta el rendimiento hídrico total anual proveniente de las cuencas hidrográficas (Bosch y Hewlett 1982; Bruijnzeel 2004). Esta observación va en contra de la creencia popular de que las áreas forestales producen más agua que las que no lo son. Esta suposición errónea es comprensible. Primero, los bosques crecen donde hay más precipitación, es decir, la precipitación genera bosques y no al contrario. Como llueve más donde hay bosques, estas áreas parecen “producir” más agua que los lugares cercanos que en forma natural no tienen bosques. Esto no significa que un área determinada producirá más agua si está cubierta por bosques que si no lo estuviera. Las leyes de la física e innumerables estudios científicos han aclarado que en áreas con mayor evapotranspiración, como las de los bosques, habrá una escorrentía o infiltración de agua menor (Bosch y Hewlett 1982).

La alteración de la vegetación natural tiene un impacto menos claro sobre los flujos estacionales, en particular sobre el caudal intrínseco de la estación seca, el componente de flujo de los arroyos derivado de la descarga de aguas subterráneas, como lo opuesto a las superficiales y la afluencia alimentada por la lluvia. El caudal intrínseco es de particular importancia para la gestión de la cantidad de agua durante la estación seca, cuando el flu-

jo está en sus niveles más bajos. Aunque niveles más bajos de evapotranspiración después de la eliminación de vegetación pueden hacer que el caudal intrínseco del período seco aumente, esta respuesta se puede reducir o revertir si la tierra se compacta tanto por el uso posterior, que la infiltración de la precipitación se restrinja considerablemente (por ejemplo, una reducción del efecto “esponja” atribuido a los bosques y a otra vegetación natural, provocado, tal vez, por el pisoteo durante el pastoreo). Sin embargo, una gran cantidad de trabajo experimental, ha demostrado que el efecto de evapotranspiración sobrepasa al efecto de infiltración (Bruijnzeel 2004). Si las tasas de infiltración son generalmente altas, entonces solo una compactación fuerte las reduciría de manera considerable durante los temporales de lluvia. La mayor parte de la observación científica a la fecha revela que, por lo general, la eliminación de los bosques lleva a un aumento en el caudal intrínseco de la estación seca; la reducción de la evapotranspiración parece sobrepasar la disminución de la infiltración debido al cambio en el uso de la tierra (Bruijnzeel 2004).

Gran parte de la evidencia contraria al efecto “esponja” viene de los estudios de captación experimentales. Las dudas persisten en cuanto a si las condiciones experimentales reflejan de manera suficiente las situaciones del mundo real; sin embargo, el conocimiento científico actual, argumenta en contra de utilizar el efecto “esponja” como fundamento para las decisiones políticas y de gestión (Aylward 2005). Además, la investigación ha demostrado que el impacto hidrológico del cambio en el uso de la tierra depende no solo del efecto de la intervención inicial, sino que también del uso posterior de la tierra y del régimen de gestión específico (Bruijnzeel 2004).

Entre las prácticas que generalmente generan repercusiones ex-situ se encuentran el desmonte aguas arriba, la gestión deficiente de la tierra, el uso de productos agroquímicos, la descarga de aguas residuales de humanos o animales, la descarga de efluentes industriales, la extracción excesiva de agua y la modificación del régimen hidrológico a través de barreras en el flujo, canalización de vías fluviales y gestión ribereña deficiente. Incluso los esfuerzos de conservación pueden ser enfoques BAU si no consideran los efectos posteriores, como cuando un proyecto de restauración de vida silvestre aumenta el riesgo, para el suministro de aguas municipales, de patógenos, como el *Giardia* y el *Cryptosporidium*, que portan los animales silvestres (National Research Council 2000), o cuando un proyecto de regeneración de bosques reduce el rendimiento hídrico al final del proceso.

Desde un punto de vista político, la preocupación recae en los servicios hidrológicos que probablemente se producirían en menor o mayor cantidad que lo óptimo necesario para la sociedad en conjunto. Esto se aplica a los servicios en que los costos de producción no son de cargo de los beneficiarios, como cuando la causa del cambio en los servicios no se localiza donde tiene lugar el efecto. Los costos externos del proceso de producción pueden llevar a un mal funcionamiento del mercado clásico, donde el nivel de servicios óptimo no lo produce el intercambio de mercado libre.

Gestión sostenible de ecosistemas

Según la gestión SEM, el enfoque recae en la optimización de los resultados a largo plazo en una escala más amplia. La tierra, el agua y otros recursos se utilizan en conjunto con el capital físico y la gestión de ecosistemas para maximizar los beneficios económicos dentro de las cuencas hidrográficas. Esto se logra al internalizar los impactos preliminares/posteriores correspondientes en los cálculos financieros de los planificadores, terratenientes y empresas, al igual que por medio de la gestión pública cuidadosa y sin fines de lucro de los activos naturales clave, incluida la tierra, arroyos, humedales, lagos, ríos y estuarios. Las inversiones en la gestión de ecosistemas, incluida la propiedad y la gestión pública, se asumen cuando estas son de costo competitivo con alternativas de capital físico o complementario a estas alternativas, y cuando proporcionan resistencia al ecosistema que garantiza el sustento y las necesidades básicas de la población.

Sobrepasar las prácticas BAU y movilizarse en dirección de los enfoques SEM, implica encontrar formas de traducir las alteraciones del bienestar económico al final de proceso en una inducción eficaz para cambiar el comportamiento preliminar. En el pasado, esta consideración podría haber sido vista como responsabilidad del gobierno (por ejemplo, una acción colectiva), para estructurar un circuito de retroalimentación a fin de cambiar los incentivos que enfrenta el gestor de la tierra. Sin embargo, la evolución de los sistemas de mercado para el pago de SE ha cuestionado este concepto: el mérito

de encontrar maneras para beneficiar la economía de aquellos que son impactados directamente, los agentes económicos al final del proceso, actualmente está siendo enfatizado (véase la sección 11.5).

En un estado natural, la gestión de la tierra trata principalmente con los ecosistemas vírgenes con función hidrológica natural. La gestión de la tierra con BAU es una separación de este estado de la naturaleza. Generalmente, se esperaría que este enfoque tuviera los siguientes impactos:

- Aumento de la carga de sedimento.
- Mayor cantidad de nutrientes y de los niveles de productos químicos.
- Aumento del rendimiento hídrico anual (aguas superficiales y subterráneas).
- Los flujos máximos (flujos de inundaciones), pueden aumentar localmente.
- El caudal intrínseco de la estación seca puede ser afectado, pero la dirección es específica según la situación.

En un cambio de BAU a SEM, la gestión de tierra alterada lleva al cambio en los resultados hidrológicos posteriores, que generalmente mejoran el volumen del flujo de los arroyos o la recarga de las aguas subterráneas durante un período determinado y los niveles de sedimento, nutrientes y otras cargas de productos químicos/toxinas transportados, o ambos. Distintos factores afectan cómo BAU puede pasar a SEM, al internalizar un alcance más amplio de costos y beneficios, e influenciar las consecuencias de esta transición para el bienestar humano.

Dentro de un uso de la tierra determinado habrá una gama de prácticas de gestión posibles (por ejemplo, la conversión del bosque a la agricultura, un cambio en el uso de la tierra, puede tener como resultado cualquiera de las diversas prácticas posteriores a la conversión; distintos tipos de pastizales, cultivos, sistemas agroforestales, etc.). Esto influenciará enormemente el grado hasta el cual los efectos de la conversión del uso de la tierra son importantes o persisten. En las tierras tropicales húmedas, es claro que las prácticas de gestión de la tierra después de la conversión, son tan importantes para impulsar resultados hidrológicos, como el cambio en el uso de la tierra en sí (Brujinzeel 1990, 2004). De esta forma, es el conjunto de prácticas de gestión de la tierra que define SEM en una instancia determinada. La variación en las prácticas de gestión dentro de un tipo de uso de la tierra en particular, puede ofrecer múltiples opciones para SEM.

Las distintas prácticas de uso de la tierra alterarán la vegetación y la capacidad de infiltración, por lo tanto, afectarán la evapotranspiración, el flujo superficial, el transporte de sedimento y la recarga de aguas subterráneas, lo que provocará cambios potencialmente opuestos en la función hidrológica. Sin embargo, saber si la función

hidrológica aumentará o disminuirá, no necesariamente revela la dirección del cambio correspondiente en términos de beneficios económicos netos.

EL PAPEL DE LA INFRAESTRUCTURA DE RECURSOS HÍDRICOS

Obviamente, la gestión del agua tiene un papel igual al del uso de la tierra, pero la gestión actúa principalmente a través de la instalación y operación de infraestructura y de esta forma, no es impulsora de intereses; aquí la infraestructura construida se interpreta como una variable o limitación situacional.

Sin embargo, resulta imperativa una comprensión de la infraestructura de recursos hídricos y sus consecuencias para los servicios hidrológicos. El desarrollo de la infraestructura al final del proceso puede mitigar la severidad o cambiar la dirección de los efectos de los eventos preliminares, como el desarrollo de la tierra o la conservación del ecosistema. De igual forma, la infraestructura construida aguas arriba de los ecosistemas alterará su función hidrológica y los servicios hidrológicos. Comprender cómo la presencia (o ausencia), de infraestructura influencia el valor económico y afecta a SEM constituye un desafío importante.

Por ejemplo, las instalaciones de almacenamiento de agua superficial están diseñadas para proporcionar suministro de agua cuando esta no esté disponible en forma natural. Por lo tanto, una vez que el almacenamiento está implementado, los esfuerzos para conservar un ecosistema a fin de restaurar la función de almacenamiento natural podrían ya no tener sentido. Desde luego, es probable que estas instalaciones de almacenamiento tengan menos valor si se realizan donde el almacenamiento construido no está disponible. Como resultado, los cálculos de este valor de servicio de ecosistemas relacionado con la regulación de la hidrología y la protección de la calidad del agua pueden ser exagerados cuando el análisis omite el papel de la infraestructura existente. Efectivamente, los costos no recuperables de infraestructura han alterado los beneficios potenciales de conservación del ecosistema. Un ejemplo adicional se relaciona con la instalación de centros de tratamiento de agua diseñados para que esta alcance el estándar necesario para el consumo público. Estos centros también protegen contra amenazas potenciales a la calidad del agua. Su existencia significa que la calidad del agua que ingresa no tiene la misma importancia que tendría si estos centros no estuvieran implementados. Una baja en la calidad del agua significaría costos adicionales, pero probablemente menos importantes de lo que serían si los centros no existieran.

Estos ejemplos destacan la importancia de reconocer totalmente la función de infraestructura construida cuando se analizan las relaciones de causa y efecto preliminares/posteriores. Dentro de la diversidad del paisaje en una cuenca ribereña grande, la infraestruc-

tura y los ecosistemas “naturales”, pueden estar ubicados en forma “alternada” a lo largo de toda la cuenca. Comprender cómo estos dos tipos de sistemas diferentes interactúan para generar servicios hidrológicos (o perjuicios), es fundamental para la extensa SEM a escala de la cuenca.

11.3 COSTOS Y BENEFICIOS

Esta sección proporciona una visión general de (1) las maneras en que los cambios en los servicios hidrológicos afectan a los costos y beneficios económicos, y (2) el modo en que los métodos económicos se aplican al valorar las consecuencias posteriores de los cambios en el uso y la gestión de la tierra aguas arriba.

El valor de los cambios en los servicios hidrológicos

Para vincular los cambios en el uso de la tierra y los efectos económicos debemos ver cómo los servicios hidrológicos contribuyen la utilidad económica y aprender la dirección y la magnitud de las consecuencias económicas de alterar la función hidrológica.

Un servicio hidrológico puede relacionarse con el ser humano en tres maneras:

1. El servicio puede involucrarse directamente en la *utilidad individual*, por ejemplo, el grado de cieno que flota en la superficie del agua evita que alguien beba de un arroyo o disminuye el placer que puede obtener un nadador.
2. El servicio puede ser un aporte a la *producción en el hogar* de los bienes y servicios que producen utilidades, por ejemplo, si la calidad deficiente del agua que se saca de un arroyo afecta la salud de las personas de un hogar.
3. Finalmente, el servicio puede ser útil como un aporte de los factores en la *producción de un bien comercializado* que, a cambio, se involucra en la producción de otros bienes, la producción en el hogar o la utilidad individual, por ejemplo, si el flujo del arroyo se usa para generar energía hidroeléctrica que, a cambio, consumen las empresas, hogares e individuos.

Mientras la clasificación puede cambiar con el contexto, cada servicio hidrológico puede asignarse al probable proceso económico a través del cual se descubre el valor (como se presentó antes en el cuadro 11.1). Los siguientes párrafos de análisis identifican la naturaleza natural y la importancia de los efectos posteriores:

Consumo directo y utilidad individual: Tanto en economías de mayores y menores ingresos de ALC, los cambios en la función hidrológica afectarán directamente la utilidad a través de un cambio en la cali-

dad o la cantidad del agua, lo que afecta directamente los valores estéticos. Por ejemplo, las aguas turbias pueden impedir que se las use para bañarse o para beberlas, o disminuir el atractivo de un lugar de recreación, por consiguiente reduciendo la utilidad asociada con estos usos individuales. Los individuos pueden obtener satisfacción directamente del conocimiento que los ríos de flujo libre continúan existiendo en su estado natural, a pesar de su pasado o del uso se planea para ellos en el futuro, y realizando donativos para organizaciones de conservación de ríos. En economías de ingresos más bajos, los estándares pueden ser menos exigentes y los consumidores pueden estar menos dispuestos a pagar directamente por la función hidrológica (Hearne 1996).

Aportes a la producción en el hogar: La utilidad de los hogares una función de una mezcla de servicios, entre los que se encuentran los servicios hidrológicos, y que potencialmente involucra tanto a bienes comercializados como a productos hidrológicos no comercializados. Por ejemplo, los cambios en el caudal intrínseco de la estación seca o en la calidad del agua pueden afectar la cantidad de agua embotellada o el número de filtros de agua que se compran en el hogar para proporcionar agua potable (el servicio que produce utilidades) a sus miembros.

En los países de mayores ingresos de ALC, este modelo se aplica a la recreación. Por ejemplo, el flujo de los arroyos puede ser un factor, junto con los equipos para realizar paseos en balsa y otros aportes en la producción de una experiencia en este tipo de paseos para personas locales o extranjeras que disfrutan de las actividades al aire libre. De manera similar, los cambios en la calidad del agua pueden afectar la composición de las especies de sistemas que se destacan por la pesca o el buceo. El flujo de tormentas o de inundaciones son otros ejemplos donde los productos hidrológicos pueden afectar directamente a los hogares desarrollados, pero, en general, el “consumo” de agua en el hogar y otros productos hidrológicos se alcanza con mayor frecuencia por medio de la compra de productos comercializados que producen el sector público o el privado, por ejemplo, el agua potable para el consumo nacional, la energía eléctrica a partir de la hidroelectricidad, los alimentos que producen los sistemas de riego y la navegación de los servicios de transbordador.

En países de menores ingresos, es probable que la voluntad de pagar por recreación esté limitada a la de los sectores de mayores ingresos, incluyendo a los turistas. Los servicios hidrológicos afectan más directamente a los hogares rurales que utilizan el agua para el

consumo doméstico y agrícola, vías fluviales para la navegación y la energía hidráulica como fuente de energía. Por lo tanto, la calidad del flujo y el agua de un arroyo pueden servir como aportes (junto con otros aportes comercializados y no comercializados de mano de obra y capital) en la preparación de alimentos y bebidas, cultivo para la subsistencia, transporte de productos alimenticios al mercado, y muchas otras fuentes de utilidad. Si las alteraciones en el caudal intrínseco de la estación seca reducen la disponibilidad de agua disponible, debido al uso de la tierra aguas arriba, los hogares pueden necesitar comprar los alimentos que ellos mismos cultivaron anteriormente. De esta manera, los cambios en los productos hidrológicos no comercializados del uso de la tierra pueden causar un impacto en la utilidad económica del hogar. En países en vías de desarrollo, las poblaciones más rurales experimentarán el impacto hidrológico del cambio en el uso de la tierra a través de la función de la producción en el hogar.

Los servicios hidrológicos afectan más directamente a los hogares rurales que utilizan el agua para el consumo doméstico y agrícola.

Aportes a la producción: Los servicios hidrológicos también pueden aparecer directamente en la función de producción de las empresas junto con otros aportes de factores. La producción del bien comercializado por parte de la empresa será entonces una función de capital, mano de obra y aportes hidrológicos no comercializados de una cuenca hidrográfica (tal como lo determina el uso de la tierra aguas arriba).

Al principio se asume que la producción es una función creciente de capital y mano de obra, de modo que una unidad adicional de cada aporte producirá un aumento en lo que sea que se produzca. Comúnmente, se asume que la producción es también una función creciente del servicio ambiental. Sin embargo, esto no es necesariamente cierto en el caso de los aportes hidrológicos. Por ejemplo, un aumento en el flujo de un arroyo puede tener un impacto positivo en la producción en el caso de la generación de energía hidroeléctrica. Por el momento, un aumento en la liberación de sedimentos, debido a que un arroyo fluye con más velocidad, puede disminuir la producción debido a un desplazamiento del volumen del embalse. Dado que las funciones hidrológicas y sus impactos económicos serán específicos para cada lugar, no es posible establecer a priori ninguna generalización acerca de qué efecto predominará.

Los cambios en la hidrología (en este caso, impulsados por un cambio en el uso de la tierra aguas arriba), alterarán, por consiguiente, la curva de costos de producción, así como también la demanda de aportes de capital y mano de obra. Una vez que se consideran los precios del capital y la mano de obra, el productor sustituirá el capital

o la mano de obra o los aportes hidrológicos (los factores de producción) para minimizar el costo total de producción.

Vale la pena comentar que el papel de los servicios hidrológicos como aportes a la producción se percibe a través de economías de mayores y menores ingresos de ALC. Todos los países poseen servicios relacionados con el agua (el suministro de agua, la energía hidroeléctrica, la irrigación y el control de inundaciones), que se vinculan de regreso con el nivel de gestión de los ecosistemas. Mientras más desarrollada es la economía, es más probable que la población confíe en los servicios comerciales o públicos a través de la conexión con redes de energía eléctrica y sistemas de suministro de agua. A menudo, los habitantes urbanos y rurales pobres de los países en vías de desarrollo son quienes confían más directamente en arroyos y ríos para obtener servicios relacionados con el agua. En ALC, por consiguiente, variará la medida en que el impacto de BAU o SEM se percibe a través de la producción orientada al mercado, junto con el grupo socioeconómico y la geografía, y no a través de la función de producción en el hogar.

Las publicaciones acerca de la valoración económica

Aquí se lleva a cabo una revisión rápida de las publicaciones mundiales: primero se examinan los artículos acerca de la calidad del agua y luego los artículos acerca de la cantidad del agua. Dada la escasez de estudios rigurosos de valoración revisados por colegas en las publicaciones, esta sección establece toda la variedad de materiales disponibles, estudios acerca de áreas templadas y tropicales, y tanto de países desarrollados como de países en vías de desarrollo. En la sección 11.4, la evidencia se vuelve a agrupar por tipo de servicio relacionado con el agua y se examina a la luz de las expectativas que se pueden obtener para la región de ALC.

IMPACTOS EN LA CALIDAD DEL AGUA

Para el análisis específico en el lugar de los daños que causa la calidad deficiente del agua, se describen bien los métodos estándar de valoración económica (Bockstael *et al.* 1987; Bouwes 1979; Duda 1985; Lant y Mullens 1991; Ribaudo y Young 1989; Ribaudo *et al.* 1986; Smith y Desvouges 1986; Willis y Foster 1983; Young 1996). En el contexto de un país desarrollado, existen muchos estudios de casos de dicha índole. Sin embargo, la mayoría de estos estudios están centrados en los impactos de la calidad del agua en la recreación, el turismo y el valor de las propiedades. Pocos estudios están relacionados con el uso de la tierra. Además, ninguno de estos estudios evalúa los daños que se relacionan directamente con el cambio en el uso de la tierra. Las publicaciones acerca de los impactos en la calidad del agua y que se relacionan con la gestión de la tierra observan los efectos de la erosión y la sedimentación posterior de la infraestructura construida, en países desarrollados y en países en vías de desarrollo. Los estudios de externalidades asociadas con la

sedimentación se encuentran en las publicaciones acerca de bosques tropicales húmedos y sistemas de producción agrícola templada. Las actividades económicas que se examinaron y los tipos de valores que se calcularon a través de estos estudios se resumen más adelante.

Clark (1985), en una revisión exhaustiva de los costos fuera del lugar de la erosión en Estados Unidos, identifica una variedad de impactos económicos que pueden causar los suelos erosionados: impacto del sedimento en los sistemas biológicos, limpieza de los lagos, daño a causa de sedimentos en inundaciones y daños a las actividades de producción y al consumo debido a sedimentos residuales en los suministros de agua. Por consiguiente, incluso un solo aporte hidrológico, por ejemplo la producción de sedimento, puede causar diversos efectos internos y complicar el ejercicio de valoración.

Estos estudios confirman que, por lo general, la utilidad económica descenderá a medida que la sedimentación aumenta y, por consiguiente, será también una función de los usos de la tierra de BAU que disminuya, como la explotación forestal o el pastoreo. En otras palabras, se puede esperar que el cambio en el uso de la tierra, que modifica la vegetación natural, produzca externalidades negativas en la calidad del agua. La sedimentación también concede beneficios: por ejemplo, el dragado ilegal de los sedimentos depositados en el río Ping, Tailandia, demuestra externalidades positivas asociadas con la sedimentación (Enters 1995). También se ha notado que el transporte de sedimentos aumenta la fertilidad de la tierra en pies de laderas (van Noordwijk *et al.* 1998). Incluso así, tales beneficios solo reducen el efecto negativo neto de la sedimentación.

Una serie de estudios demuestra importantes efectos externos. Para Estados Unidos, Clark *et al.* (1985) reúne investigaciones acerca de prácticamente cada repercusión ex-situ conceible producto de la erosión de la tierra, para proporcionar un cálculo aproximado de \$5.000 millones, a nivel nacional, en 2006, del daño anual que causa la erosión de la tierra. Aún así, Clark concluye que esta cifra puede estar gravemente subestimada, la cifra omite el efecto de la erosión en los sistemas biológicos y, posteriormente, en la producción económica y el consumo. Las cifras de Clark se relacionan de manera más general con la calidad del agua, no simplemente con los efectos de la erosión de la tierra e incluye los efectos de los pesticidas y los fertilizantes que se utilizan en la producción agrícola. Sin embargo, los cálculos de Clark tienen el propósito de exagerar la magnitud potencial de los daños fuera del lugar, causados por la erosión de la tierra, y destacar el valor potencial de las prácticas SEM.

Es claro que la erosión de la tierra causa daños sustanciales ex-situ debido a la producción agrícola de BAU. Desafortunadamente, pocos estudios llevan estos daños de vuelta a la fuente y evalúan si la magnitud de los daños producto de BAU amerita un cambio en el uso de la tierra, en qué grado, o un cambio las prácticas de gestión hacia SEM.

En las regiones tropicales, muchos estudios son claros en apuntar al uso de la tierra de BAU como la causa de las externalidades hidrológicas, especialmente la conversión de los bosques tropicales para otros usos. Una serie de estos estudios incluso logra incluir cálculos de los daños en análisis de costo-beneficio para mostrar la necesidad de cambios en las políticas que afectan el uso de la tierra o para justificar los proyectos de conservación. Por ejemplo, al valorar el Proyecto Korup, en Camerún, se calculó que los beneficios del control de la erosión correspondían a casi la mitad de los beneficios directos de conservar el bosque (Ruitenbeek 1990).

En resumen, los resultados se mezclan en cuanto a la envergadura del impacto económico de la sedimentación causada por la conversión y la modificación de los bosques tropicales. Las características específicas de un lugar, como la geología y el clima, el área de drenaje y la topografía, el tipo y tamaño de la infraestructura, y la demanda de bienes y servicios finales determinan la importancia de la conversión y la modificación en casos particulares. La situación en el caso de otros factores de la calidad del agua será prácticamente la misma, concretamente, que los resultados estarán mezclados y las características del lugar dan forma a las conclusiones.

LOS IMPACTOS EN LA CANTIDAD DEL AGUA

Los efectos externos de los cambios en el uso de la tierra en los niveles del flujo de los arroyos afectarán a cuatro tipos de aportes hidrológicos: el rendimiento hídrico anual, el flujo estacional, el flujo máximo y los niveles de aguas subterráneas (Gregersen *et al.* 1987). En cambio, estos efectos afectarán a una gran cantidad de actividades económicas. Considere estos puntos:

- Un aumento o descenso en el rendimiento hídrico o el caudal intrínseco cambiará la capacidad de riego y almacenamiento de los embalses, lo que conduce a cambios en el suministro de agua para energía hidroeléctrica, riego, navegación y recreación, entre otros.
- Los cambios en los niveles de flujo estacional modificarán el flujo y los bajos regímenes de agua, afectarán la necesidad de riego e influenciarán la planificación relacionada con los embalses para irrigación, energía hidroeléctrica, navegación y agua potable.
- Los flujos máximos mayores o menores se perciben principalmente a través del cambio en la frecuencia de las inundaciones locales. Las inundaciones pueden dañar la infraestructura (puentes, alcantarillas, caminos y diques) y la agricultura (sedimentación de la tierra de cultivo), así como hasta el punto en que los hogares y las vidas se ponen en riesgo.
- La variación en los niveles de aguas subterráneas en zonas de montaña influenciará directamente las descargas de manantiales que se utilizan como suministros locales de agua, y generará impactos posteriores en la productividad de los sistemas biológicos locales (como los humedales) que pueden proporcionar beneficios

recreativos o de conservación y también afectan la agricultura río abajo y otros sistemas productivos.

Los métodos que se pueden aplicar en la valoración de dichos efectos externos son similares a aquellos en el caso de la calidad del agua, con esta excepción: que, con frecuencia, el valor del suministro de agua se puede encontrar directamente donde existan mercados de agua (Adams y Crocker 1991; Barbier 2007; Freeman 1993; Gibbons 1986; Gregersen *et al.* 1987; Kopp y Smith 1993; Young 1996). Sin embargo, son escasas las publicaciones disponibles acerca de este tema de la cantidad del agua, en comparación con las publicaciones que tratan los efectos de la calidad del agua. Solo unos pocos estudios que examinaron los costos fuera de lugar de la sedimentación también consideraron los problemas de cantidad de agua que conllevan (Aylward 2004).

En la cuenca de Mae Taeng, en Tailandia, Vincent y Kaosa-ard (1995) emplearon datos históricos del flujo de los arroyos y las precipitaciones (dos conjuntos de datos que no siempre se encuentran disponibles en lugares tropicales húmedos). A través de datos de períodos antes y durante el período de cambio en el uso de la tierra, los autores utilizaron un análisis de regresión para demostrar que:

- No se observan cambios en el flujo de los arroyos antes del cambio en el uso de la tierra (1952-1972).
- El flujo de los arroyos en la estación seca se reduce durante el período en que sucede el cambio en el uso de la tierra (1972-1991).
- Los factores climatológicos no explican la reducción en el rendimiento hídrico.

El cambio en el uso de la tierra que sucedió en Mae Taeng durante el período de 1972 a 1991 consistió en un aumento de la agricultura de riego y en una expansión de las plantaciones de bosques de pinos (actividades típicas de BAU). Se puede esperar que ambas actividades aumenten el consumo del agua. Los autores concluyen que el cambio del uso del agua de hecho ha conducido a la reducción en el rendimiento hídrico, especialmente durante la estación seca. Sin embargo, no pueden definir en qué medida cada factor, la conversión de la tierra para la agricultura, el uso del agua para el riego o el crecimiento de las plantaciones de pinos, fue responsable de la disminución que se observó en el flujo de los arroyos.

La dificultad para atribuir causalidad a una actividad particular de uso de la tierra complica las acciones de políticas diseñadas para maximizar la utilidad económica a través de SEM. Muchos de los estudios que se revisaron muestran la dificultad de desarrollar análisis hidrológicos convincentes de los eslabones entre los usos específicos de las tierras, los flujos de las estaciones secas y la producción económica. Esta dificultad es especialmente grave cuando un lugar de estudio no posee una historia de mediciones hidrológicas y apunta al obstáculo de asumir estudios a corto plazo orientados a políticas, en

los que se necesitan investigaciones hidrológicas a largo plazo o calibración de modelos en base a procesos para las condiciones locales.

Evaluación de los efectos económicos netos del cambio en el uso de la tierra

Es difícil calcular el efecto neto de los cambios en los resultados hidrológicos sobre el consumo económico y la producción, ya que la misma acción preliminar puede tener dos o más consecuencias posteriormente, en ocasiones con efectos contrarios. Por ejemplo, supongamos que una unidad adicional de caudal intrínseco en un plan de irrigación en la estación seca lleve a una producción adicional de las cosechas, al aumentar la disponibilidad de agua durante un período crítico. Si un cambio propuesto en el uso de la tierra aguas arriba, disminuye el caudal intrínseco aguas abajo, entonces un resultado será una producción agrícola menor. Al mismo tiempo, la tasa menor de flujo podría disminuir el aporte de sedimento en el sistema de cañales, y bajar potencialmente los costos de dragado u otra actividad correctiva. En este caso hipotético, los dos efectos contrarios hacen que el impacto neto de la actividad de uso de la tierra propuesta sobre la producción económica aguas abajo sea ambiguo. Además, para comprender de qué se compone SEM en este caso, también sería necesario comprender los costos y beneficios dentro del lugar del nuevo uso propuesto de la tierra. En otras palabras, SEM no significa eliminar todas las consecuencias negativas posteriores. Más bien, se refiere a que estos factores ingresan al proceso de toma de decisiones. En algunos casos, el perjuicio neto provocado al final de proceso no será lo suficientemente grande como para cambiar el comportamiento del terrateniente o cambiar sus decisiones.

La situación con distintas medidas de cantidad de agua es también difícil. Este análisis dependerá de las funciones hidrológicas que guardan relación con los detalles de la tecnología de producción y la demanda del usuario final. Por ejemplo, un cambio en el uso de la tierra aguas arriba que genere la compactación de la tierra y, de este modo, un aumento en el flujo máximo, afectará de manera negativa los ingresos de una planta hidroeléctrica de agua fluyente y, al mismo tiempo, no tendrá ningún impacto en la reserva de almacenamiento utilizada para la irrigación, electricidad o navegación. Un aumento en el rendimiento hídrico puede aumentar las ganancias de una reserva hidroeléctrica grande y, al mismo tiempo, tener poco o ningún impacto en la planta de tratamiento de aguas abajo que alimenta a esta reserva. Estos resultados discrepan con la opinión convencional y lamentablemente, no aportan solo receñas de políticas. Lo que resulta esencial, en este caso, es cómo el cambio en la función hidrológica afecta a la infraestructura instalada. Generalmente, esta infraestructura sirve para mitigar estos impactos en la producción económica. Por el contrario, cuando los hogares dependen directamente de los ríos y los cursos de agua, el efecto del cambio en la función hidrológica tiende a apreciarse de manera más directa.

Resolver las implicancias del cambio hidrológico aguas abajo es complejo. Un resultado hidrológico individual puede afectar una serie de actividades productivas o de consumo, y generar un aumento de la utilidad en un proceso de producción y disminuirla en otro. De igual forma, una función individual de producción económica puede ser afectada de distintas formas por resultados hidrológicos diferentes, vinculados a un uso de la tierra determinado. Los caminos de causa y efecto posibles son varios; calcular el efecto neto es difícil.

Una decisión determinada de gestión del uso de la tierra puede causar cambios físicos en diversas funciones hidrológicas. A su vez, estos cambios, incidirán en la gama de actividades económicas, a veces de manera conflictiva. El impacto total sobre la utilidad económica variará caso a caso. De esta forma, no es posible generalizar, por ejemplo, que la protección o restauración del ecosistema siempre sea deseable, de acuerdo con los impactos aguas abajo sobre los servicios hidrológicos.



11.4 LA ECONOMÍA DE LOS SERVICIOS HIDROLÓGICOS CON BAU Y SEM

La siguiente sección entrega una breve revisión de la bibliografía sobre el suministro de SE relacionados con el agua. Se realizaron intentos para obtener generalizaciones similares, basadas en la bibliografía o el razonamiento económico sobre la dirección y magnitud de los impactos con SEM para cada área de servicio.



Energía hidroeléctrica

Los efectos del uso de la tierra sobre la producción de energía hidroeléctrica en ALC están relativamente bien estudiados; al examinarlos en conjunto, el uso de la tierra y la energía hidroeléctrica reflejan una interacción compleja que echa por tierra las recetas de políticas simplistas. La pregunta principal es, si los impactos negativos de las prácticas de uso de la tierra de BAU, alcanzan un nivel que amerite acciones y cambios a través de SEM o si estos efectos son simplemente efectos secundarios inevitables que se reducirán o evitarán mediante cambios en las prácticas de gestión de la tierra.

CALIDAD DEL AGUA

Los costos de la generación de energía hidroeléctrica provenientes de los cambios en la calidad del agua son:

- Los costos de la pérdida de la capacidad de generación por la sedimentación de los embalses de energía hidroeléctrica (Aylward 1998; Briones 1986; Cruz *et al.* 1988; De Graaff 1996; Duisberg 1980; Gunatilake y Gopalakrishnan 1999; Ledesma 1996; McGrath y Arens 1989; Pabón-Zamora 2008; Quesada-Mateo 1979; Rodríguez 1989; Santos 1992; Southgate y Macke 1989; Veloz *et al.* 1985);
- El aumento del dragado y mantenimiento de los costos asociados a la sedimentación de la reserva (Rodríguez 1989; Southgate y Macke 1989); y
- Pérdida de la producción de energía y aumento de los costos de dragado por el embanque de las balsas de sedimentación (Mohd Shahwahid *et al.* 1997).

Varios estudios preliminares en ALC sugerían que la sedimentación podía tener efectos importantes sobre las plantas de energía hidroeléctrica (Santos 1992; Southgate y Macke 1989; Veloz *et al.* 1985). Pabón-Zamora *et al.* (2008) documenta los costos que impone la sedimentación sobre los productores de energía hidroeléctrica. Este estudio destaca el caso de Perú, donde cerca de 60% de la hidroelectricidad que se produce proviene de ríos en áreas protegidas. Esta generación de energía tiene un valor de alrededor de \$320 millones al año, mientras que la eliminación de sedimento anual de las reservas cuesta \$14 millones, además de \$5 millones durante 10 años para evitar la acumulación de sedimento en áreas protegidas. La naturaleza de estos gastos y la vinculación entre los costos, tasas de sedimentación y el estado de las áreas protegidas no está clara. También se describen estimaciones de que la reducción del sedimento que fluye en la presa Gurí de Venezuela debido al manejo de la tierra aguas arriba en las áreas protegidas, prolongará su vida en una década o más.

En el Parque Nacional Tapanti, Costa Rica, Bernard *et al.* (2009) descubrió que la preservación de los bosques aguas arriba ha proporcionado beneficios a las instalaciones de energía hidroeléctrica

en dos cuencas hidrográficas distintas. El valor del agua proporcionada por el parque para la energía hidroeléctrica y sus tierras preservadas se estima en \$1,7 millones al año. Junto con los valores del agua por la recreación y potabilidad, el valor de SE producido por SEM en la tierra del parque es de \$2,5 millones/año, cerca de \$43 para cada una de las 58.323 ha en el parque. La voluntad de pagar por estos servicios se estima en \$400.000, lo que indica un uso eficiente de las tierras y más prácticamente, un medio posible de financiar la administración del parque. El parque es extremadamente húmedo, recibe cerca de 6,5 m/año de lluvia, los que alimentan a 150 ríos distintos que fluyen hacia el Caribe. El parque proporciona agua para 25% de la energía hidroeléctrica utilizada en Costa Rica a través de las turbinas del río Macho, Cachi y Angostura. El ecosistema virgen es reconocido por reducir el flujo de sedimento en las plantas generadoras; los flujos de agua del parque poseen cargas de sedimento cinco veces menores a las de un río que se origina en una área desforestada, muy cerca fuera del parque. El análisis económico que se basa en las distintas cantidades de sedimento que llegan a cada presa, junto con los costos de eliminación, tiene como resultado beneficios estimados de los servicios de las cuencas hidrográficas producidos por SEM, sobre las cuencas aguas arriba en el parque de \$1 millón y \$614.783 al año para las presas Cachi y Angostura respectivamente.

Además, un análisis económico más dividido de la cuenca hidrográfica Reventazón (estudio de caso 11.1), muestra que, a pesar de los beneficios aparentes de tratar de eliminar la erosión mediante la reforestación, de este modo, se maximizan los servicios hidrológicos, la alternativa más promisoria, una vez que los impactos socio económicos sobre las comunidades locales sean incluidos, es la promoción de las medidas de conservación de la tierra para los terratenientes en áreas con tendencia a la erosión.

COMPENSACIONES FAVORABLES PARA EL MANTENIMIENTO DE LA SEDIMENTACIÓN

Las externalidades asociadas a la sedimentación no siempre son de envergadura o importantes. Esta condición puede favorecer la continuación de actividades que generen sedimentación, más lucrativas, en las que los beneficios superen los costos. En Arenal, Costa Rica, el valor actual del costo de la sedimentación proveniente de pastizales (como lo opuesto a la reforestación), en términos de producción de energía hidroeléctrica perdida, oscilaba entre \$35 a \$75/ha (Aylward 1998). El valor de la producción adicional de agua de los pastizales es mayor. En Filipinas, el efecto de la sedimentación por la conversión de grandes áreas en praderas abiertas en la cuenca Magat en el período de vida de la reserva aguas abajo, fue valorado en menos de \$0,01/ha/año (Cruz *et al.* 1988). En Malasia, una simulación del efecto de explotación forestal aguas debajo de una planta hidroeléctrica de agua fluyente y de producción de agua tratada, indicó que un programa de explotación forestal de impacto

Estudio de caso 11.1. Costos evitados de sedimentación en la producción de energía hidroeléctrica: Medidas de conservación en la cuenca hidrográfica de Birris, Costa Rica¹

La vida útil de las presas de generación de energía eléctrica depende de la provisión de un control adecuado de la erosión de las áreas aguas arriba. Este estudio de caso examina esta situación en la cuenca hidrográfica Reventazon, en la costa atlántica de Costa Rica, la que fue priorizada por la Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC), porque se trata de una región de desarrollo importante muy vulnerable al cambio climático. De hecho, la actual degradación de suelos está determinada por una gestión de la tierra inadecuada en las áreas agrícolas aguas arriba, tal es el caso de la subcuenca hidrográfica Birris. Además, la frecuencia e intensidad de los eventos de precipitación extrema en la región, han dado origen a suelos con tendencia a una mayor erosión. Se espera que el cambio climático mantenga o aumente estas tendencias, lo que hace necesario la exigencia de actuar de manera urgente para proteger y gestionar la tierra. La erosión afecta a dos sectores principales en la cuenca hidrográfica. La erosión aguas arriba afecta a los agricultores al reducir la productividad del suelo con el tiempo. La erosión aguas abajo afecta las presas de energía hidroeléctrica al aumentar los costos para las empresas a fin de prolongar la vida útil de sus presas. La cuenca hidrográfica Reventazón es una de las principales para la hidroelectricidad en Costa Rica. La vida útil de estas presas de generación de energía hidroeléctrica depende de la calidad del agua que llega a ellas, lo cual está determinado por las cargas de sedimento que fluyen hacia la cuenca hidrográfica. Cada año, cerca de un millón y medio de toneladas son eliminadas desde las presas para asegurar la mayor vida útil posible. Más de \$2 millones se gastan en eliminar parcialmente estos sedimentos y para producir energía con fuentes alternativas durante esta operación. La subcuenca Birris fue priorizada por el plan de gestión de la cuenca hidrográfica Reventazon como una de las tres áreas que producen el mayor nivel de sedimentación. La cantidad de sedimentos que llegan a estas presas está influenciada por dos factores: (1) la distribución, frecuencia e intensidad de los eventos de precipitación extrema y (2) el tipo de gestión de la tierra aguas arriba.

Se elaboró un modelo de la utilidad del control de la erosión para las presas de energía hidroeléctrica. Primero, la erosión según el uso de la tierra del paisaje actual (por ejemplo, BAU), se estimó usando la Ecuación de Pérdida de Suelo Revisada. De acuerdo con las consultas realizadas a agricultores, funcionarios de extensión agrícola y representantes de programas en la cuenca hidrográfica, se identificó un grupo de prácticas que actualmente han sido adoptadas y promovidas en la cuenca hidrográfica con

la posibilidad de que se difundan para el control de la erosión. Estas prácticas fueron modeladas en escenarios de uso de la tierra, a fin analizar sus efectos sobre el control de la erosión en la cuenca hidrográfica. Se elaboraron cuatro escenarios: (1) BAU, (2) Reforestación de zonas de alto riesgo para el control de la erosión (R en ZAR), (3) adopción de prácticas de conservación de suelos solo en zonas de alto riesgo (PCS en ZAR), y (4) adopción de prácticas de conservación de suelos en toda la cuenca hidrográfica (TCH).

Los escenarios 3 y 4 (prácticas de conservación de la tierra “en áreas de alta prioridad” y “en toda la cuenca hidrográfica”), mantienen los mismos usos de la tierra de BAU, pero están caracterizados por los cambios en las prácticas de gestión de la tierra (por ejemplo, se incluye una mezcla de actividades, desde el aumento de la cobertura de árboles hasta mejorar las prácticas de gestión de la tierra en las parcelas agrícolas). Concentrarse en áreas de prioridad, con reforestación o conservación del suelo, trae consigo una importante reducción de la erosión. Al contrario, centrarse en actividades de conservación de la tierra en toda la cuenca hidrográfica, además de ser la opción más costosa, aporta pocos beneficios adicionales en términos de reducción de la erosión. El cuadro 11.2 representa los tipos de uso de la tierra por escenario, la inversión estimada para promover un cambio del uso de la tierra en la cuenca hidrográfica y los beneficios estimados adquiridos en el lugar y fuera del lugar.

Este análisis de los beneficios obtenidos dentro y fuera del lugar por el control de la erosión sugiere que la concentración en la reforestación de áreas de prioridad, es más rentable porque la reforestación requiere inversiones menores para lograr beneficios más altos. Sin embargo, el ejercicio de valoración presentado en el cuadro 11.2 incluye solo servicios hidrológicos y excluye el costo de oportunidad del traslado de la agricultura a la actividad forestal en términos del costo en que incurrirían los minifundistas. Las consultas a los gestores de la energía hidroeléctrica y a los agricultores en la cuenca hidrográfica revelan que ninguno de los grupos prefiere el escenario BAU. Esto indica una voluntad de cambiar a un mejoramiento de la gestión de la cuenca hidrográfica. Sin embargo, la preferencia de estos interesados, no fue la mejor alternativa desde la perspectiva del control de la erosión (por ejemplo, el escenario 2), sino que el escenario 3, donde existe una convergencia de beneficios para la energía hidroeléctrica y los agricultores. El escenario 3 evita que el alto costo se centre en la conservación de la tierra en toda la cuenca hidrográfica, pero mejora de manera importante los beneficios del control de la erosión dentro y fuera del lugar. Al mismo tiempo, este escenario (3), permite a los agricultores evitar un cambio drástico del uso de la tierra y mantener su sustento agrícola, de este modo, se preservan los paradigmas económicos, sociales y culturales de las comunidades locales.

¹ Original UNDP Case study by Raffaele Vignola, Marco Otarola, Miguel Marchamalo, Jaime Echeverria.

Cuadro 11.2. Costos y beneficios del control de la erosión en el lugar y fuera del lugar en la cuenca hidrográfica Birris

	1) BAU	2) Reforestación en ZAR	3) Adopción de PCS en ZAR	4) Adopción de PCS de TCH
Tipos de cobertura de la tierra				
Ganado (ha)	1.697,60	1.697,60	1.697,60	1.697,60
Agricultura (ha)	1.583,54	54,88	1.583,54	1.583,54
Bosques (ha)	1.412,36	2.941,01	1.412,36	1.412,36
Pérdida de la tierra (toneladas)	235.955	6.821	6.923	2.372
Costos y beneficios (valores actuales netos ¹)				
Costos de restauración ²	0	1.247.383	2.212.964	3.457.897
Costos dentro del lugar por la pérdida de nutrientes	1.238.836	35.420	35.966	13.745
Beneficios dentro del lugar por la pérdida de fertilidad del suelo evitada (comparado con BAU)		1.203.416	1.202.869	1.225.091
Beneficios fuera del lugar por los costos evitados del dragado (comparado con BAU) ³		807.662	1.008.674	1.024.635
Costos totales dentro y fuera del lugar y beneficios de la regulación de la tierra en los escenarios (comparado con BAU)		728.275	-37.386	-1.221.916

¹ Los valores actuales netos se calcularon para un período de 20 años con una tasa de descuento de 4,5%.

² La inversión total de los costos iniciales necesaria para implementar el cambio de BAU a un escenario SEM de gestión/cobertura de la tierra.

³ El costo anual de dragado de 35 millones de colones se basó en la estimación de JASEC (tasa de cambio 580 colones/\$).

reducido, esencialmente, no tendría efecto en el suministro de agua y provocaría solo a una alteración mínima en la generación de energía hidroeléctrica por la sedimentación de las balsas de sedimentación (Mohd Shahwahid *et al.* 1997). En otras palabras, las ganancias de la explotación forestal podrían compensar fácilmente las pérdidas incurridas por el productor de energía hidroeléctrica a causa de la sedimentación. Por último, en Sri Lanka, la comparación de las medidas para prevenir o mitigar el impacto de la sedimentación de las reservas de Mahaweli sugirió que los costos de las medidas superaban el beneficio potencial (Gunatilake y Gopalakrishnan 1999).

CANTIDAD DEL AGUA

Los estudios sobre los impactos de la cantidad del agua en las instalaciones de energía hidroeléctrica son considerablemente menos que los estudios sobre la calidad del agua. En una de las primeras revisiones, se estudiaron los efectos de forestación en la generación de energía hidroeléctrica en la captación de Maentwrog, Gales y en 41 captaciones en Escocia. Esta información indica que el aumento en la evaporación bajo la reforestación (en comparación con el pastoreo) ayudó a lugares que fueron financieramente marginales para la explotación forestal a volverse financieramente submarginales una vez que las pérdidas de energía hidroeléctrica se incluyeron en el análisis (Barrow *et al.* 1986). Este ejemplo muestra claramente un impacto negativo en la productividad de la forestación en una captación hidroeléctrica.

Un estudio en Arenal, Costa Rica, arrojó resultados similares: las disminuciones en el rendimiento hídrico a causa de la reforestación de pastizales pueden llevar a grandes pérdidas en la eficiencia de producción de energía al final del proceso (Aylward 1998). Los costos asociados a un rendimiento hídrico menor se calcularon de modo que fuesen un tipo de magnitud mayor que aquellos asociados a la sedimentación (véase la sección anterior). La investigación posterior sobre la hidrología del bosque nuboso en el área demostró que es poco probable que el mantenimiento de una cubierta forestal completa aumente la captura de la humedad de las nubes o del total de las precipitaciones, cuando se compara con el uso de la tierra existente, que ya es una mezcla de un bosque primario, un bosque secundario y un pastizal intervenidos. Esta conclusión reduciría en gran medida los beneficios hidrológicos estacionales del SEM previstos en las cuencas hidrográficas superiores, donde la nubosidad predomina durante los meses secos.

En las instalaciones hidroeléctricas de agua fluyente con una capacidad de reserva escasa o nula, los ingresos aumentan cuando los flujos son estables. Se considera que los bosques intactos aguas arriba contribuyen a estos flujos estables. En algunos casos, las empresas hidroeléctricas, por lo general aquellas que operan dichas instalaciones, han realizado aportes voluntarios a los propietarios de las tierras aguas arriba para la protección de las cuencas hidrográficas (Rojas and Aylward 2002). En Costa Rica, Energía Global, operador de

dos pequeñas instalaciones hidroeléctricas de agua fluyente ofrecieron \$10 por hectárea anualmente a los propietarios de tierras aguas arriba a cambio de que mantengan o restablezcan la cubierta forestal (Chomitz *et al.* 1999).

En resumen, la evidencia a partir de la bibliografía confirma la gran cantidad de vínculos entre el uso de la tierra y el valor de la producción hidroeléctrica. Sin embargo, las formas de realizarlos son complejas, concurrentes y específicas para cada lugar. Es difícil elaborar una política de cobertura amplia sobre si mantener las zonas boscosas de altura (que a menudo se suponen pertenecientes a SEM) favorece a BAU. Puede resultar que SEM implique el ajuste y la mejora de los planes de gestión BAU, especialmente en el contexto de la infraestructura construida. Aunque en muchos casos, la gestión sostenible de ecosistemas de cabeceras (a menudo asociados a SEM) es un mejor enfoque para mitigar los riesgos reales de un caudal intrínseco bajo y de la sedimentación en los embalses, lo que determina que no es posible maximizar las utilidades sin la información sobre los costos de oportunidad específicos de los usos de la tierra BAU existentes aguas arriba. El punto es el siguiente: se deben tomar en cuenta las relaciones entre aguas arriba y aguas abajo y las utilidades económicas en la escala de las cuencas hidrográficas, lo que es el quid del enfoque SEM en un sentido más general.

La generación de energía es uno de los principales procesos de producción que dependen de los productos hidrológicos de una cuenca hidrográfica. Las turbinas hidroeléctricas utilizan el flujo de los arroyos específicamente para generar energía comercializable. Esta relación establece una conexión principal directa entre los productos hidrológicos y la utilidad económica (mayores flujos permiten una mayor generación de energía y un mayor rendimiento de la utilidad). Esta relación principal positiva entre la cantidad del agua y la utilidad económica implica que toda actividad en el uso de la tierra que aumente el flujo de arroyos aguas arriba de la planta hidroeléctrica, a través de este canal, tendrá externalidades económicas positivas. Como se describió anteriormente, la conversión forestal se asocia, generalmente, al aumento en el rendimiento hídrico anual.

Sin embargo, las limitaciones de la calidad del agua y la infraestructura respaldan y a la vez posiblemente invalidan la afirmación de que cambiar el uso de los terrenos forestales puede generar beneficios hidrológicos.

- La calidad del agua, específicamente los niveles de sedimento en las afluentes, puede reducir drásticamente la capacidad de almacenamiento de los embalses. Esto acorta la vida útil de la instalación hidroeléctrica o implica costos para dragar los embalses.
- Los momentos de afluencia hacia la instalación hidroeléctrica pueden tener mayor importancia dependiendo de las limitacio-

nes en la infraestructura. Las operaciones de generación a partir de aguas fluyentes carecen, en sumo grado, de capacidad de almacenamiento. El caudal intrínseco durante la estación seca es un determinante importante del producto mínimo de energía de la "empresa" que la instalación puede producir anualmente.

Dado que estas centrales hidroeléctricas están diseñadas para optimizar la producción según el régimen hidrológico, un cambio en los patrones del uso de la tierra representa riesgos que posiblemente no sean fáciles de analizar. Por lo tanto, una vez que se ha instalado la infraestructura, es probable que los gerentes se nieguen a realizar cambios a las condiciones en las que se basó el diseño.

La necesidad de agua aumenta drásticamente durante el punto máximo de la estación seca; la agricultura de riego se verá claramente beneficiada por caudales intrínsecos predeciblemente mayores durante la estación seca.

Una advertencia final es que la demanda del mercado es el determinante fundamental de la utilidad económica. La energía es significativamente más valiosa en algunos momentos que en otros. Si las operaciones no se realizan en el momento oportuno, pueden producir un desaprovechamiento del agua o vender grandes cantidades de energía a bajos precios en el mercado durante la estación húmeda, por lo que después no hay capacidad suficiente para satisfacer la demanda durante la estación seca. Los cambios en las cuencas hidrográficas que ayudan de forma confiable a los proveedores de energía hidroeléctrica a entregar energía en los momentos adecuados, pueden generar verdaderos aumentos en la utilidad económica. Aunque los productos hidrológicos precisos que producirán este aumento en la utilidad económica variarán según el caso, la maximización de la predictibilidad y la minimización la volatilidad serán valiosas. La gestión de riesgos es lo más importante en el contexto de un clima cambiante con tendencias que apuntan hacia la inestabilidad y la volatilidad tanto en los niveles de flujo como de sedimento, incluso sin la acentuación de un uso de la tierra insostenible.

A partir de esta discusión es evidente que el uso óptimamente eficiente de las tierras aguas arriba, desde el punto de vista de la energía hidroeléctrica, será específico para cada lugar y, además, dependerá de las dinámicas de las cuencas hidrográficas, el diseño de la instalación hidroeléctrica y el carácter del mercado de electricidad local. La forma más segura es evitar los riesgos y no cambiar el uso de la tierra

o manejo de la tierra en ausencia de evidencia rigurosa y específica del lugar que mejorará la producción. Dada la indeterminada naturaleza de los impactos en la cantidad del agua y la especificidad de cada lugar de los impactos en la calidad del agua, la gestión del riesgo respecto a las instalaciones hidroeléctricas debería tener una función central en la toma de decisiones respecto a los regímenes de uso y manejo de la tierra.

Riego

El riego es susceptible a algunos de los mismos efectos de BAU vistos en el caso de la energía hidroeléctrica. Estas vulnerabilidades surgen de los efectos directos de la extracción, transporte y uso del agua de riego, al igual que de los efectos indirectos derivados de los cambios en el almacenamiento del agua e infraestructura de riego. En general, el proceso económico es que el agua se utiliza para hacer crecer los cultivos que se venden, de esta manera el flujo de arroyos, un servicio de ecosistema hidrológico formado, en parte, por el uso de tierras aguas arriba, se transforma en una utilidad económica. Tanto la cantidad como la calidad del agua influyen en este proceso económico.

CALIDAD DEL AGUA

La bibliografía proporciona evidencia de los siguientes impactos producidos por los cambios en la calidad del agua:

- Pérdida de la capacidad de riego debido a la sedimentación de los embalses y canales (Briones 1986; Brooks et al 1982; Cruz et al. 1988; De Graaff 1996; Forster y Abraham 1985; Gunatilake y Gopalakrishnan 1999; Kim 1984; Magrath y Arens 1989).
- Aumento en los gastos de funcionamiento y de mantenimiento incurridos por esta sedimentación (Brooks et al. 1982; Forster y Abraham 1985; Gunatilake y Gopalakrishnan 1999; Kim 1984; Magrath y Arens 1989).
- Peligros del riego con agua contaminada (Qadir et al. 2008).

Los embalses, a menudo, son instalaciones multipropósito donde la pérdida de almacenamiento influye en la energía hidroeléctrica y el riego. En este caso, los resultados son similares a aquellos en la sección de energía hidroeléctrica anterior: La conversión de los bosques aumenta la erosión y la sedimentación aguas abajo causando impactos económicos negativos. La magnitud de estos impactos variará según la situación. Las consecuencias económicas variarán

desde lo extremo (por ejemplo, pérdidas importantes en la capacidad del embalse y la capacidad operativa) hasta un nivel fastidioso (por ejemplo, una necesidad periódica para retirar los sedimentos de los canales de riego).

En muchos sistemas fluviales (por ejemplo, el Nilo, el Senegal, el Mekong) las inundaciones y sedimentación natural han jugado (históricamente) papeles importantes en la renovación de la fertilidad del suelo de las llanuras aluviales y los ecosistemas de delta. La pérdida de estos servicios de la etapa final debido a la construcción de presas y la canalización de los ríos ha producido un interés en la posibilidad de restablecer artificialmente los regímenes de inundaciones y flujos de arroyos naturales, de forma que se restablezcan los beneficios de la sedimentación (cuya pérdida era un costo de BAU). A una escala de cuenca, el problema de los costos y beneficios de la erosión y la sedimentación natural acelerada según SEM requiere de una cuidadosa evaluación.



CANTIDAD DEL AGUA: UN ENFOQUE EN LOS FLUJOS DURANTE LA ESTACIÓN SECA

Con el riego, el flujo total a menudo no es un gran problema como el caudal intrínseco de la estación seca. La necesidad de agua aumenta drásticamente durante el punto máximo de la estación seca; la agricultura de riego se verá claramente beneficiada por caudales intrínsecos predeciblemente mayores durante la estación seca. Al igual que la energía hidroeléctrica, el momento

y la calidad de los flujos de agua determinan el valor real de estos servicios ecológicos (y, por lo tanto, también los costos y beneficios del régimen de uso de la tierra aguas arriba que los perfilan).

¿Cuál es la función potencial del cambio en el uso de la tierra según BAU o SEM en el caudal intrínseco de la estación seca y en los SE relacionados? Solo unos pocos estudios económicos han procurado cuantificar la mejora en el almacenamiento de aguas subterráneas y en el posterior caudal intrínseco de la estación seca, que a menudo se han visto como beneficios derivados de la cubierta forestal (Brown et al. 1996; Pattanayak y Kramer 2001a, 2001b; Richards 1997). La mayoría de estos estudios han tenido dificultad con la dirección y la magnitud del uso de la tierra y las relaciones hidrológicas. Dos dinámicas opuestas determinan cómo el cambio en el uso de la tierra afecta a estos flujos: (1) la preservación de los bosques puede aumentar la infiltración y las recargas de agua subterránea para respaldar los flujos durante la estación seca, pero (2) la cubierta vegetal mayor también aumenta las pérdidas de agua mediante la evapotranspiración (Brujinzeel 1990). Gran

parte de las evidencias experimentales sugieren que el efecto de evapotranspiración predomina en los bosques (pero no en otras cubiertas vegetales), lo que causa caudales intrínsecos más bajos. Dicho esto, existen excepciones en las que los caudales intrínsecos aumentan dependiendo de las condiciones de los bosques: casos en los que una fuerte compactación de la tierra disminuye suficientemente las tasas de infiltración o en los que los cambios en la evapotranspiración son mínimos. El problema de estos estudios se relaciona con la siguiente reivindicación: que los aumentos del caudal intrínseco se basaron en análisis hidrológicos cuestionables o simplemente en la suposición de una correlación positiva entre la cubierta forestal y el caudal intrínseco. Por lo tanto, sus conclusiones deben ser interpretadas cautelosamente.

Además, los impactos económicos esperados pueden ser relevantes o no en una situación dada, debido a las variaciones en las prácticas de riego e infraestructura. Si hay un gran embalse para almacenamiento disponible, entonces, es posible capturar los mayores flujos máximos con el fin de utilizarlos posteriormente de forma que el bajo caudal intrínseco no genere escasez de agua para riego. La sedimentación puede dañar o limitar la infraestructura, dependiendo del diseño de los embalses y canales, y el uso (o no) de rociadores, sistemas de goteo y otros equipos.

El mensaje de estos diversos determinantes para el planificador del uso de la tierra será contextual y específicos para cada lugar. La pregunta principal será si con un cambio en el uso de la tierra (por ejemplo a SEM), la gran cantidad de funciones hidrológicas cambiadas de las cuencas hidrográficas tendrá un balance positivo o negativo en el impacto de la agricultura de riego. Si una transición a SEM otorga beneficios en términos de menor volatilidad de los flujos, control de la sedimentación y caudales intrínsecos mayores, como parece posible, entonces la siguiente pregunta es si los beneficios valen el costo de oportunidad que conllevan los cambios. Al igual que con la energía hidroeléctrica, la complejidad del proceso de producción y la importancia de las condiciones locales hacen que las prescripciones de políticas simples sean difíciles. Una vez más, la gestión de riesgo tiende a transformarse en un elemento dominante en la toma de decisiones.

Suministro de agua potable

CALIDAD DEL AGUA

La relación entre el uso de la tierra, la gestión de ecosistemas y el suministro de agua se describe en la bibliografía principalmente como un problema de agua limpia. La mayor parte de los estudios trata sobre los impactos de la erosión y la sedimentación. Dichos estudios se centran en el aumento de los costos de tratamiento del agua que supone la sedimentación, pero solo unos pocos estudios cuantifican estos costos rigurosamente. Una serie de estudios muestra importantes efectos externos.

Como se señaló anteriormente, Clark *et al.* (1985) calculó el daño de las repercusiones ex-situ de la erosión del suelo en los Estados Unidos en \$15.000 millones, sin contar el impacto de la erosión en los sistemas biológicos y la actividad económica de estos sistemas. Los estudios de Clark no solo contemplan la erosión y sedimentación, sino también problemas de la calidad del agua más generales, como los efectos de productos agroquímicos. Se calculó que los costos del tratamiento del agua causados por la erosión del suelo en Estados Unidos son de \$245 millones al año. Se calculó una cifra mayor de \$900 millones anuales como el impacto de sólidos disueltos en los usuarios de aguas municipales e industriales. Estos cálculos de Clark *et al.* (1985) exageran el tamaño potencial de los daños externos causados por la erosión del suelo y la pobre calidad del agua. El estudio de Holmes (1988) sobre los costos de la erosión en todo el país por la industria de tratamientos de agua en Estados Unidos arrojó un rango entre \$68 millones y \$2.700 millones al año con un cálculo más certero de \$685 millones (casi tres veces mayor que la cifra de Clark). A pesar de ser más sofisticados, los métodos de Holmes arrojaron una amplia variedad de cálculos, reflejando una continua incertidumbre sobre la verdadera magnitud del daño provocado por la erosión.

Pocos estudios integrales de valoración similares a los que aquí aparecen (Clark y Holmes, en particular) se han publicado en países en vías de desarrollo. Sin embargo, los siguientes estudios merecen estar incluidos aquí: Un estudio no publicado de Costa Rica compara los costos del tratamiento del agua en cuencas hidrográficas forestadas y desforestadas, concluyendo que estos costos son mayores en las cuencas hidrográficas deforestadas (CCT y CINPE 1995). Sin embargo, este costo es de solo \$0,0004 por m³. Esta cifra aumentaría a solo \$0,01 mensual por hogar en una cuenca hidrográfica deforestada (Rojas y Aylward 2003). Los costos adicionales del tratamiento de agua son solo el 8% del costo por protección de una cuenca hidrográfica forestada calculado en el mismo estudio (Rojas y Aylward 2003). Esta conclusión sugiere que posiblemente, la protección de los bosques no sea la solución óptima en este caso (evidentemente, también se deberían considerar otros factores).

En Santa Catarina, Brasil, 106.000 agricultores adoptaron prácticas de gestión de la tierra mejoradas en 400.000 ha en 500 microcuencas hidrográficas. Aunque este proyecto del Banco Mundial estaba dirigido a aumentar la productividad de los cosechas (y así lo hizo, produciendo una tasa de rendimiento del 20% [Postel and Thompson 2005]) las prácticas SEM empleadas también produjeron una mejora en la calidad del agua. Por ejemplo en la cuenca hidrográfica de Lajeado, São José, la turbiedad, sedimento suspendido y bacteria coniforme fecal del agua doméstica de la ciudad de Chapecó disminuyeron considerablemente. Esto disminuyó el costo de los productos químicos utilizados para el tratamiento de aguas municipales. Los ahorros fueron suficientes para pagar por las medidas de control de erosión a comienzos del proceso en solo cuatro años (Bassi 2002). Este tipo de sinergia entre sectores es factible según SEM.

Un estudio del Parque Nacional Tapanti en Costa Rica valoró los SE otorgados por una cobertura de tierra aguas arriba en \$200.000 anuales en términos de agua potable, además de los importantes beneficios para la energía hidroeléctrica que fueron similares a los descritos en el caso de la cuenca hidrográfica en Lajeado São José (Bernard *et al.* 2009). Una vez hecha la comparación entre las cargas de sedimento entre las cuencas del parque y las cuencas deforestadas vecinas (una proporción de 1:5), los autores utilizaron el costo de reactantes para tratar el agua con el fin de calcular el valor de la calidad del agua suministrada por el parque. Concluyeron en ahorros anuales por \$169.470 en un centro de tratamiento y \$30.100 en otro. Con los beneficios del turismo y la energía hidroeléctrica, el valor total de los servicios de cuencas hidrográficas se calculó en más de \$2,5 millones al año.

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

Los ejemplos de pagos por servicios ambientales (PSA) son consistentes con la factibilidad económica de SEM como una estrategia para reducir los riesgos en cuanto a la calidad del agua, incluso si los impactos reales en la calidad siguen siendo difíciles de medir (Wunder y Alban 2008). La municipalidad de Pimampiro, Ecuador (con una población de 12.951), estableció un plan para pagarle a los terratenientes para que protejan la vegetación nativa en la cuenca hidrográfica del río Palaurco. El objetivo era proteger la calidad del agua y la cantidad de agua durante la estación seca en el río, que suministra el agua doméstica de la ciudad. Los pagos para los terratenientes que se encuentran aguas arriba se financiaron a través de una donación y una sobretasa de 20% en el consumo de agua de 1.350 familias que utilizan el suministro municipal. El plan ha sido viable económicamente, los pagos acumulados coherentes con la voluntad del municipio de pagar (VDP) son suficientes para compensar a los terratenientes que se encuentran aguas arriba, por su contribución a los SE (los pagos fueron casi de un 30% del ingreso anual para algunos hogares aguas arriba). El plan se ha justificado como un esfuerzo para reducir los riesgos, asumiendo que permitir que se altere el paisaje aguas arriba implica un riesgo importante. Aún así, la falta de información acerca de las relaciones hidrológicas entre la cobertura de la tierra y la calidad o cantidad del agua significa que la magnitud del riesgo y el verdadero valor de cualquier reducción de los riesgos es difícil de calcular.

Un caso en Guatemala utiliza un enfoque de programación lineal para calcular la voluntad de los hogares aguas abajo en la ciudad de Cobán para pagar aproximadamente \$13.000 en total por una

mejor calidad y cantidad del agua (Manez Costa y Zeller 2005). Localizada en la cuenca hidrográfica en el origen del río Mestela, la fuente del agua de la ciudad, esta cantidad se traduce en \$15 mensuales por cada hogar aguas arriba. Desafortunadamente, fueron infructuosos los esfuerzos por comparar esta cantidad con los costos de oportunidad de la conversión a SEM aguas arriba. Aunque se pensaba que existía la posibilidad de obtener ganancias al cambiar a SEM, se esperaba que la información deficiente acerca del impacto marginal de un cambio especial del uso de la tierra en servicios de agua en fase final obstaculizara la implementación.

Un estudio de SE de cuencas hidrográficas en la cuenca hidrográfica del bosque nuboso de La Antigua, en el estado mexicano de

Veracruz corrobora aún más la correlación entre las cuencas hidrográficas aguas arriba y la calidad del agua (Martínez *et al.* 2009). El estudio reveló que cuando las montañas antes forestadas se talan y convierten a la producción del café, el pastoreo y las plantaciones de caña de azúcar, la calidad del agua generalmente disminuyó en un continuo, de bosque nuboso a plantaciones de café, con praderas entre ellas. Se ideó un plan de PSA para incentivar la protección de la calidad del agua por parte de SEM, pero se descubrió a través de los esfuerzos iniciales que los

Un estudio de SE de cuencas hidrográficas en la cuenca del bosque nuboso de La Antigua corrobora aún más la correlación entre las cuencas hidrográficas aguas arriba y la calidad del agua.

pagos fueron insuficientes para compensar completamente a los terratenientes por el costo de oportunidad de la conversión anterior de la tierra. No se exploró adecuadamente la duda acerca de que si el valor de los SE supera los costos de oportunidad. Muy pocos estudios de los países en vías de desarrollo, proporcionaron información detallada de los problemas de BAU frente a SEM. Ninguno de estos estudios sugiere que es enorme el valor que se gana de las mejoras en la calidad del agua a través de SEM. Sin embargo, reflejan el interés creciente y la investigación inicial de estos temas en los países de ALC.

CANTIDAD DEL AGUA

Un solo estudio publicado relacionó el uso de la tierra con el cambio en la calidad del agua y el suministro de agua. Este estudio proporciona un contrapunto ante la tendencia que se estableció anteriormente. Los autores evalúan el efecto que tiene en los servicios ecológicos la tala de bosques de eucaliptos de edad madura en Victoria, Australia (Creedy y Wurzbacher 2001). Los árboles tienen la propiedad especial de transpirar muy poca agua. Una disminución, y no un aumento, del rendimiento hídrico anual, como ocurriría en un caso

contrario, es el efecto de talar y permitir que este rodal vuelva a crecer (Vertessy *et al.* 1998). Creedy y Wurzbacher no calculan los valores de los servicios hidrológicos por hectárea, sino que demuestran que equilibrar los costos de las fuentes alternativas de agua, frente a los beneficios de la tala lleva a la conclusión de que la tala no vale los costos en que incurre esta actividad, en términos de suministro de agua.

ANÁLISIS

La escasez de esfuerzos para conectar a SEM y la cantidad de agua con el suministro de agua puede reflejar el hecho de que, por lo general, el suministro de agua es un uso menor de los recursos hídricos, en comparación con otros usos, especialmente el agrícola. Aún así, permanece la percepción popular de que una cuenca hidrográfica cubierta por árboles, sobre una ciudad, asegura la existencia de suministros adicionales de agua. Como se analizó anteriormente, es probable que la protección de la calidad del agua sea un valor relevante del cambio a SEM. Obviamente, la magnitud de cualquier beneficio variará con el uso de la tierra junto con las prácticas de gestión. En caso extremo, los impactos de la deforestación podrían ser catastróficos. Sin embargo, como se relaciona anteriormente, en muchos casos, la existencia de centros de tratamiento de agua significa que, por lo general, las mejoras poco rentables en SEM solo producirán beneficios menores. Agotar las pequeñas cuencas hidrográficas protegidas sobre las instalaciones de agua potable de áreas metropolitanas importantes acarrea el riesgo de perder, no solo los servicios hidrológicos, sino también una serie de otros valores estéticos, culturales y recreativos. Probablemente, juzgar cuál es el beneficio dominante no es tan importante como demostrar el riesgo total para las instalaciones públicas y la salud pública.

Servicios auxiliares relacionados con el agua

CONTROL DE INUNDACIONES

Entre los impactos que se producen en el control de las inundaciones se encuentra una prolongación de los impactos de la sedimentación en los embalses, en la forma de pérdida de los beneficios del control de inundaciones, debido a la sedimentación en los embalses (De Graaff 1996). Otros estudios retratan la utilidad, como una función en descenso de BAU. El efecto puede ser específico del lugar, con una reducción considerable de las inundaciones producto de las intensas tormentas, más posiblemente en pequeñas cuencas hidrográficas forestadas, ya que las cuencas mayores presentan un efecto promedio en las descargas a medida que pasan las tormentas (Landell-Mills y Porras 2002).

Richards (1997) examina los beneficios potenciales de un programa de control de inundaciones en el colector de Taquiña en el altiplano boliviano. Los costos de los daños de una inundación reciente se utilizan para calcular los daños futuros. Los supuestos relacionados con la fre-

cuencia e intensidad de las inundaciones se realizan según escenarios “con” y “sin proyecto”. Se calcula que antes del quinto año los beneficios superarán tres veces el costo de los proyectos. Mientras al parecer existen beneficios bastante grandes, no está claro hasta qué punto estos beneficios son una respuesta al cambio en el uso de la tierra en términos de conservación de la tierra en las granjas, en contraste con el efecto de las obras hidráulicas y la infraestructura de mitigación que se encuentra en cauces y cursos de arroyos. Nuevamente en este punto, las prácticas de gestión ocultan los efectos del cambio del uso de la tierra.

Ninguno de esos estudios aplica la metodología estándar para prever los daños de las inundaciones, tal como se narra en Gregersen *et al.* (1987). Según la metodología de Gregersen, las curvas de frecuencia de las inundaciones (la probabilidad de que se sobrepase la altura de un nivel o etapa del flujo de un arroyo determinado) se desarrollan para los escenarios “con proyecto” y “sin proyecto”. Entonces se desarrolla una función de daño que relaciona los niveles máximos del flujo y los costos de daños. Una dificultad práctica para aplicar esta técnica en las economías en vías de desarrollo es la poca disponibilidad de datos históricos acerca de los daños producto de inundaciones pasadas. Este problema se ve agravado por la rápida urbanización, la industrialización y el crecimiento de la población que producen que la relación entre los niveles máximos de flujo y los costos por daños sean poco confiables en el transcurso del tiempo. En ALC, el vínculo entre el cambio en el uso de la tierra y el riesgo de inundaciones por lo general se define con imprecisión.

NAVEGACIÓN

El impacto de la gestión de la tierra en la navegación involucra la perdida de las oportunidades de embarque, relacionadas con la sedimentación de los embalses utilizados para suministrar agua a las esclusas de los canales en Panamá (véase el recuadro 11.2) y el aumento de los costos de dragado asociados con el encenagamiento de los puertos en Indonesia (Magrath y Arens 1989). En el caso de Panamá, el beneficio del control de la erosión a través de la reforestación en la zona del Canal de Panamá se calculó en solo \$9/ha en términos de su efecto en el almacenamiento de los embalses y el suministro de agua para la navegación. Esta cifra es bastante baja en comparación con los costos previstos de la reforestación. Posteriormente, estudios adicionales han demostrado que los niveles de sedimentación en la cuenca del Canal descendieron casi hasta niveles de fondo anteriores cuando el uso de la tierra se estabilizó en la década de 1990, luego de la deforestación considerable durante décadas anteriores (Stallard 1997).

TURISMO Y RECREACIÓN

Existen algunos estudios sobre el valor del turismo y la recreación de los servicios de cuencas hidrográficas de ALC. En la medida que este valor (a) esté relacionado realmente con los servicios hidrológicos que brinda un área; y (b) estos servicios se mejoren o protejan a través de

Recuadro 11.2. Gestión de la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá

El estudio en Panamá (Intercarib S.A. y Nathan Associates 1996) generó escenarios acerca del modo en que la gestión de la tierra en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá define la afluencia de agua y sedimento hacia las represas y el suministro de agua hacia las esclusas en un período de planificación de 60 años. La posibilidad de desarrollar un tercer conjunto de esclusas para el Canal giraba en torno a los esfuerzos de valoración, a tal punto que la capacidad de almacenamiento actual de agua sería insuficiente, además de preverse escasez de agua en 2020. El estudio examinó (1) la construcción de represas adicionales para suministrar agua y (2) los efectos de la reforestación a gran escala. Se calculó que los beneficios del control de la erosión a través de la reforestación en la zona del Canal de Panamá tienen un valor actual de solo \$9/ha en términos de su efecto en el almacenamiento de los embalses y el suministro de agua para la navegación. Esta cifra es bastante baja en comparación con los costos previstos de la reforestación. Posteriormente, estudios técnicos adicionales han demostrado que los niveles de sedimentación en la cuenca del Canal descendieron casi hasta niveles de fondo anteriores, dado que el uso de la tierra se estabilizó en la década de 1990, producto de la deforestación considerable durante décadas anteriores (Stallard 1997).

A continuación el estudio calcula los beneficios del almacenamiento de agua que ofrecen 132.000 ha de bosques existentes. Según el análisis hidrológico, se calculó que el almacenamiento es de 1.500 m³/ha/año. El estudio informa que los beneficios del almacenamiento del agua en estas áreas de bosques existentes equivalen a \$277/ha en términos del valor actual. La misma cifra se utiliza al calcular los beneficios del almacenamiento de agua, producto de la reforestación de 100.000 ha adicionales en la cuenca del Canal. Se espera que los beneficios resultantes equivalgan a \$36 millones. Sin embargo, asumiendo que no será necesario construir la nueva represa hasta 2020, el valor actual de tal cifra será mayor en la región de \$3 millones que en la de

\$36 millones. Entonces lo más probable es que en este estudio se hayan exagerado los beneficios hidrológicos de involucrarse en la reforestación masiva de la Cuenca del Canal de Panamá debido al almacenamiento de agua y al control de la erosión. Más recientemente, luego de la evaluación exhaustiva de un gran número de alternativas, la Autoridad del Canal de Panamá decidió proporcionar agua para el tercer conjunto de esclusas, mediante la recaptación del agua descargada a medida que los barcos dejan las esclusas y la bombean de vuelta al canal. En este caso, predomina una solución de ingeniería o infraestructura por sobre de un enfoque de ecosistemas.

Probablemente, este resultado estaba garantizado debido a que el estudio solo poseía evidencia hidrológica limitada para apoyar las demandas de almacenamiento de agua. El enfoque dependía de un análisis “en parejas” de que no tiene una base experimental, por ejemplo, la calibración seguida del tratamiento (Intercarib y Nathan Associates 1996). En cambio, los datos del flujo mensual de los arroyos en seis cuencas forestadas y taladas (tres cada una) se comparan según los datos de 21 años. Los datos sugieren que el flujo mensual de los arroyos, los cuales se miden como un porcentaje de precipitaciones totales, reacciona en menor medida en el caso de las cuencas forestadas. Los autores utilizan esta información para afirmar lo siguiente: la tierra que permanece en cubierta forestal almacena una mayor cantidad de agua a medida que se acerca la temporada seca. En ese instante, esta capacidad está disponible para “rellenar” las presas en los meses secos.

Al igual como sucede con muchos esfuerzos de esta naturaleza, no se puede descartar la posible existencia de variables desconcertantes. Además, el estudio ignora las áreas donde podría ocurrir una posible disminución en el rendimiento anual de agua, lo que supuestamente podría ser el resultado de la reforestación de áreas taladas de la cuenca del Canal. Por lo tanto, el estudio enfatiza un tipo de cambio hidrológico e ignora otro, además de no proporcionar evidencia sólida satisfactoria del efecto hidrológico que se utiliza posteriormente en los ejercicios de valoración.

prácticas SEM, es posible que SEM se justifique como política económica. Tal como sucede con muchas otras áreas, las condiciones económicas específicas del lugar y los datos parciales son un obstáculo común. Ya que los beneficios del turismo asociado con SEM están cubiertos en detalle en otras secciones de este volumen, unos pocos ejemplos aquí serán suficientes.

Un enfoque de valoración contingente se utilizó para calcular la voluntad de pagar de los visitantes con el fin de evitar la conversión de

la Reserva Bosque Nuboso Monteverde, en Costa Rica, para el uso agrícola. El estudio descubrió que la reserva intacta era mayor al costo de oportunidad de las ganancias agrícolas previsibles. El superávit de consumidores de \$2,3 millones por 32.213 visitantes (en 1991) se tradujo en un valor neto actual de \$37 millones. Aunque este estudio de valoración respalda la conservación continua del paisaje, esta conclusión no es muy útil al momento de informar decisiones de gestión al margen. Por ejemplo, ¿vale la pena la reforestación de las tierras agrícolas en términos de costos?

Un estudio en Costa Rica avalúa los beneficios del turismo y la recreación en \$657.500, a partir de las tarifas de entrada al Parque Nacional Tapanti y el ingreso neto de las empresas relacionadas con el turismo, además del turismo de descenso de aguas rápidas (Bernard *et al.* 2009). Aunque esta cifra es solo parte del valor de los SE relacionados con el parque, el valor de recreación y turismo por sí solo supera los costos de gestión del parque. A pesar de esta conclusión, no está claro si la restauración de las tierras deforestadas adyacentes producirá beneficios económicos paralelos relacionados con el turismo.

Un estudio del valor de los ecosistemas costeros utilizó una metodología de transferencia del valor para concluir que en Cataluña, España, se entrega \$3.200 millones a los ciudadanos locales (Brenner 2009). El grueso del valor estaba relacionado con las playas intactas en un área con una gran industria turística. Aunque estos cálculos de valores tienen una aplicabilidad limitada en el contexto de ALC, el concepto de altos valores de ecosistemas costeros que sean atractivos para los turistas plantea la pregunta: ¿hasta qué punto SEM y los servicios hidrológicos respaldan estos valores costeros?

A este respecto, cabe citar un estudio anterior de las Filipinas que muestra que la tala de una cuenca costera puede aumentar la sedimentación de un arrecife de coral aguas abajo (Hodgson y Dixon 1988), con efectos negativos en la cubierta de coral y la diversidad. Ya que los

autores suponen implícitamente que tanto la cubierta de coral como la diversidad son parte de una función de producción de ecoturismo, la repercusión del cambio en la hidrología es negativa para este valor económico. Al mismo tiempo, la pérdida de la cubierta de coral tiene un impacto negativo en la función de la producción biológica de peces en el área. Los peces, en cambio, son un aporte clave en la función de producción pesquera, que también se ve afectada desfavorablemente por la tala y el cambio subsiguiente en la hidrología de las cuencas. A pesar de este estudio anterior, se han desarrollado pocos ejemplos desde que se abordó el modo en que SEM y la función hidrológica pueden contribuir positivamente al turismo costero y al valor de la pesca.

FUNCIONES DE LOS HUMEDALES

El valor económico de los ecosistemas de los humedales y la relación de ese valor con diferentes enfoques de gestión tiene mucho en común con los servicios hidrológicos aquí descritos (véase, por ejemplo, el recuadro 11.3, acerca de la valoración de los humedales africanos). Solo se descubrió un ejemplo de América Latina: un análisis de las externalidades hidrológicas del desarrollo agrícola en el humedal de Esteros del Ibera en Argentina (Simonit *et al.* 2005). Un proyecto de energía hidroeléctrica y una importante producción de arroz contribuyen al estrés del ecosistema en el humedal de 12.000 km². La represa de

Recuadro 11.3. Valoración de los humedales de África

En la llanura aluvial de Barotse en Zambia, el valor que los residentes locales capturan de los ecosistemas de los humedales vírgenes se estima en \$8,6 millones por año (Emerton 2005). Cerca de 225.000 personas residen en la llanura aluvial de 5.500 km². Los residentes pasan la estación seca en la llanura aluvial; el cultivo, el pastoreo y la pesca son actividades económicas clave. Este status quo se comparó con la conversión de la agricultura a gran escala. El costo para los locales de convertir los humedales a la agricultura se estimó en \$1,2 millones a \$3,0 millones, además de posibles efectos aguas abajo extremadamente negativos. Se incluyó poca información sobre los beneficios de usos alternativos de los humedales.

Acharya (2000) confirma que los humedales vírgenes proporcionan un valor económico importante, más allá de los valores del uso directo que generalmente se captura en las transacciones de mercado. Al usar el caso de los humedales de Nigeria, este estudio explora cómo los vínculos medioambientales impulsan los servicios hidrológicos y cómo estos interactúan con la economía. Se usó un enfoque de bienestar económico, cuando el valor de los cambios en los recursos y servicios medioambientales se derivó de la medición de los efectos de estos cambios en el bienestar humano.

Los humedales Hadejia-Nguru son alimentados por los ríos Hadejia y Jama'are que presentan una escorrentía concentrada en agosto y septiembre, pero un flujo limitado durante el resto del año. Los humedales son importantes para la vida silvestre y apoyar las actividades económicas como el pastoreo, la agricultura, la recolección de leña para combustible y la explotación forestal. Se elaborarán planes de irrigación aguas arriba que privarán de cierta cantidad de agua a los humedales. El valor actual de los humedales se calcula entre 846 a 1276 nairas por hectárea.

A través de un análisis bipartito, el estudio examina el valor de las aguas subterráneas para la agricultura en la temporada seca y para el consumo de agua doméstica. Se estimó un cambio hipotético en la tasa de recarga de aguas subterráneas en términos de su impacto en estos dos usos. La valoración se basó en un descenso de un metro en los niveles de la capa freática, de acuerdo con las proyecciones de los proyectos propuestos aguas arriba. Al usar este enfoque, la pérdida total asociada a 1 m de variación en la recarga de los niveles de aguas subterráneas se estima en 383.642 nairas o \$4.360 para el área del estudio. El estudio establece un valor positivo para la función de recarga de las aguas subterráneas, que se debe considerar cuando se valore el desarrollo aguas arriba de los humedales. El autor destaca que esta estimación de valor constituye en realidad un nivel más bajo, porque muchos otros factores de antecedentes clave no están incluidos: este punto es importante: si no hubiera aguas subterráneas, poblaciones enteras podrían tener que ser reubicadas (Acharya 2000).

Yacyreta, construida de manera conjunta por Argentina y Paraguay, ha aumentado el humedal. El nivel actual del agua del embalse supera en tres metros la altura del humedal original y una vez que el embalse esté lleno, el nivel final del agua superará en 10 m este nivel original. El mayor nivel del agua ha aumentado el alcance del humedal y ha proporcionado agua adicional para la producción de arroz de regadío. De este estudio se excluyeron importantes SE y valores externos, lo que hizo difícil que se realizara una evaluación económica integral.

De manera más general, un meta-análisis de las publicaciones acerca de la valoración de los humedales ofrece una percepción acerca del valor de la función de los humedales (Brander *et al.* 2006). Según un conjunto de datos de análisis que favorecen a Norteamérica, Brander considera que los valores promedio de los humedales superaban ampliamente los valores intermedios debido a la existencia de pocos casos de alto valor. Se notó que los humedales de Sudamérica poseen el menor valor, en comparación con los humedales de otros continentes, aunque esta observación no es sorprendente dada la sólida relación entre los ingresos y el cálculo de los valores. Una meta-regresión log-lineal descubrió una relación elástica y positiva entre el PIB per cápita y el valor de los humedales, además de una relación inelástica y positiva entre la densidad de la población y el valor de los humedales. En promedio, se descubrió que los humedales grandes tienen un valor menor por hectárea.

En resumen, hasta ahora en lo que se refiere a los humedales, las condiciones específicas para cada lugar se presentan una vez más en contra de la regla, con información limitada sobre los beneficios y costos de los distintos enfoques de gestión, lo que hace difícil la generalización. Sin embargo, una revisión de la bibliografía apunta hacia varias dinámicas primarias:

- El desarrollo del agua y los desvíos para la irrigación, energía hidroeléctrica y otros usos, pueden reducir la extensión y funcionalidad de los humedales, al disminuir la disponibilidad de agua.
- El desarrollo y el drenaje de la reserva para la agricultura puede tener un impacto directo sobre la extensión de los humedales mediante el desplazamiento o la conversión del paisaje.
- Generalmente, la conversión del humedal impone costos de pérdida de SE, tales como la pesca, productos de las plantas, pastoreo y agricultura en la llanura aluvial (Acharya 2000; Emerton 2005; Simonit *et al.* 2005), pero resulta difícil afirmar si los costos de los proyectos de conversión superan los beneficios (Beaumais *et al.* 2007).



11.5 OPCIONES PARA LAS POLÍTICAS Y LA TOMA DE DECISIONES: TRANSICIÓN HACIA SEM

El desarrollo del recurso de la tierra y el agua ha experimentado consecuencias favorables y adversas para los ecosistemas y la economía,

a causa de la modificación de los sistemas hidrológicos naturales. En el caso de la gestión de la cuenca hidrográfica, esto ha significado que la actividad económica preliminar tenga consecuencias para la actividad al final del proceso; los efectos encauzados a través de los servicios hidrológicos. Las alteraciones de las cuencas hidrográficas han hecho posible que la población humana prospere y han prestado a la sociedad importantes servicios que aumentan el bienestar; pero estas alteraciones también han provocado efectos negativos. Usar los enfoques SEM para optimizar la utilidad de los servicios hidrológicos en una cuenca hidrográfica implica un equilibrio cuidadoso de los costos y beneficios de la infraestructura construida y la natural. La tarea que enfrentan los responsables de la toma de decisiones no consiste solo en reconocer que la función de ecosistemas afecta el bienestar humano, sino que integrar este entendimiento a la política.

Los desafíos y oportunidades están asociados al desarrollo e implementación de respuestas políticas en relación con los servicios hidrológicos. A continuación se muestra una breve encuesta de las respuestas disponibles para la comunidad política; definida ampliamente para incluir a la sociedad gubernamental, empresarial y civil, seguida de una revisión de los principales mecanismos de incentivo que han surgido en la gestión de cuencas hidrográficas, especialmente en ALC. Los pagos para SE (PSA), se encuentran en el primer lugar. El uso de PSA se examina en el contexto de la gestión de cuencas hidrográficas y servicios hidrológicos. Esta sección termina con ejemplos de la región de algunos problemas comunes de gestión de cuencas hidrográficas que se encontraron y las soluciones que se implementarán.

Respuestas de la política para los servicios hidrológicos

El caso de un agricultor aguas arriba que no considera los efectos de las decisiones del uso de la tierra sobre los usuarios del agua, aguas abajo (por ejemplo, en términos de calidad de agua), puede ser visto como un caso clásico de bienes públicos y un mal funcionamiento del mercado. Para resolver estos problemas, generalmente diversas entidades promueven a SEM en una cuenca hidrográfica; en el sentido de que tratan, mediante la normativa, la entrega de incentivos o la persuasión, de convencer a algunos actores de gestionar su tierra, agua y otros recursos sin externalizar los costos. Al mismo tiempo, los actores individuales se centran en los costos y beneficios de gestionar los recursos naturales que están bajo su control. SEM, entonces, implica una necesidad de coordinar las acciones de un conjunto de distintas entidades, desde agricultores, industriales, hasta gestores de áreas protegidas. De esta forma, SEM es un problema de acción colectiva, con una buena gestión de las cuencas hidrográficas girando en torno a la búsqueda de formas para garantizar que los cambios en los servicios hidrológicos en la etapa final (fuera del lugar), sean incluidos en el proceso de toma de decisiones del gestor de la tierra, quien de lo contrario, consideraría solo los costos y beneficios de los servicios hidrológicos dentro del lugar. La gestión de cuencas hidrográficas, según se describe en este caso, puede significar

Cuadro 11.3. Respuestas de la política y mecanismos de incentivo

Categoría	Subcategoría	Ejemplo de cuenca hidrográfica
Propiedad pública	Operación pública	Bosques nacionales
	Operación privada	Concesiones para madera, servidumbre de conservación
Inversión pública	Apropiaciones	Control de la contaminación; Presas
Reglamentos (mando y control)	Estándares de tecnología	Equipo de control de descarga de residuos
	Estándares de desempeño	Límites de concentración de descarga, prohibiciones
Instrumentos basados en el mercado	Impuestos, cobros y pagos sustitutivos	
	Subsidios	
Mercados regulados	Permisos negociables	Sistemas de créditos de nitrato y salinidad
	Pago sustitutivo	Bancos de humedales
Actos y mercados voluntarios	Contratos de comprador-vendedor (PSA verdadero)	Pago por SE
	Créditos de compensación voluntarios	Agua
	Certificación del producto	Café cultivado a la sombra SEM
	Filantropía y donaciones	Financiamiento para la gama de acciones

mecanismos de desarrollo para alterar los incentivos que enfrenta el gestor de la tierra para equilibrar la productividad dentro del lugar y disminuir los costos posteriores externalizados, tales como, los del tratamiento del agua.

Algunos enfoques pueden estructurar incentivos para mejorar la gestión de los bienes públicos, como el agua:

- La producción pública, en la cual el gobierno adquiere una participación y ganancias de propiedad ya sea por gestionar la cuenca hidrográfica directamente o subcontratar la gestión de cuencas hidrográficas a entidades bajo su influencia.
- La inversión pública, en la cual el gobierno financia a las entidades para realizar la gestión de cuencas hidrográficas.
- La normativa, en la cual se establecen los estándares técnicos o de desempeño, de manera que todos los actores la deben obedecer.
- Los incentivos basados en el mercado, positivos (subsidios), o negativos (impuestos, aranceles), se establecen con los terratenientes, empresas de servicios y otros para decidir cuánto y qué tipo de gestión de cuenca hidrográfica proporcionar.
- Los mercados regulados según los cuales se diseñan distintos instrumentos. Se establecen límites sobre el uso de recursos o contaminación; y se emiten permisos negociables para el agua,

calidad del agua y otros servicios cuantificables para los usuarios y contaminadores. Entonces, los participantes quedan en libertad de realizar una asignación eficiente de los costos y beneficios del uso del recurso.

- Los actos y los mercados voluntarios (no reguladores), en los cuales la sociedad civil, empresarial y los organismos públicos, aceptan los programas de incentivo o responsabilidad social para los compradores y vendedores de los servicios de cuencas hidrográficas.

El cuadro 11.3 muestra ejemplos de estos mecanismos según se aplican a SE y la gestión de cuencas hidrográficas.

Varios de estos mecanismos se han usado para promover a SEM en las cuencas hidrográficas de ALC. Algunos ejemplos son:

- *Compra pública de tierra* para proteger los ecosistemas valiosos, principalmente bosques, donde se generan los recursos de agua. Este es el caso de Cuenca, Ecuador, donde la empresa de servicios públicos del agua municipal compró 8.000 ha, para incorporarlas a las áreas públicas protegidas en la región (50.000 ha); una adquisición de tierra similar realizada por las asociaciones de usuarios del agua, tuvo lugar en Campo Alegre y Valle del Cauca en Colombia.
- Doce municipalidades comparten *la propiedad y la inversión públicas* en la cuenca del río Ayuquila, en México, con financiamiento

del Ministerio Federal de Medio Ambiente y el gobierno estatal de Jalisco, para reducir la contaminación del río y promover un desarrollo sostenible. La parte innovadora de esta iniciativa, es la asociación de varios gobiernos locales para restaurar la calidad medioambiental dentro y a lo largo de sus fronteras administrativas, y la incorporación de organismos académicos y de la sociedad civil (Graf-Montero 2006).

- **Inversión pública:** Durante décadas, la región ha presenciado proyectos de gestión de cuencas hidrográficas implementados con el país anfitrión y fondos de donantes. Un ejemplo reciente proviene de República Dominicana, donde los responsables de la toma de decisiones comprometieron \$35 millones para prestar servicios hidrológicos a las instalaciones de energía hidroeléctrica en el país. A un valor de entre \$0,002 a \$0,005/Kwh, el costo para la sostenibilidad del programa resulta importante, pero dentro del alcance de los precios de la energía, en términos generales (véase el estudio de caso 11.2).
- En relación con las *intervenciones normativas*, los estándares obligatorios para la tecnología y el desempeño, rara vez son considerados para el diseño de los planes de gestión de las cuencas hidrográficas en ALC; sin embargo, algunos estándares son promovidos por los planes PSA, principalmente por la asistencia técnica y capacitación para los participantes. Los estándares se refieren principalmente a las prácticas agrícolas y forestales, como en los casos de Valle del Cauca y Fuquene en Colombia; Energía Global, Platanar, CNFL y el programa de PSA nacional en Costa Rica; Cuenca en Ecuador; Los Negros en Bolivia; Iniciativas de Pasolac y Ecoservicios en El Salvador; y San Jerónimo en Guatemala. La adopción de estas prácticas o de ciertas tecnologías se puede, de esta forma, lograr como un resultado integrado de las transacciones de PSA, en lugar de hacerlo por medio de un decreto oficial.
- Los *incentivos basados en el mercado* en ALC están dominados por los planes PSA que proporcionan subsidios a los terratenientes o gestores, para mantener la cubierta forestal o participar en la reforestación o gestión del bosque sostenible. Estos planes PSA están financiados en distintos niveles, desde organismos nacionales hasta municipalidades locales. Los fondos provienen generalmente de tarifas o cobros por el uso del recurso, como lo es el impuesto sobre los combustibles fósiles en Costa Rica o las tarifas del agua pagadas por usuarios grandes del agua municipal e industrial en México.
- **Actos y mercados voluntarios:** En algunos casos, existen planes PSA puros, a través de los cuales los beneficiarios de las actividades de

Estudio de caso 11.2. Servicios ambientales para el sector de la energía en República Dominicana¹

República Dominicana ha anunciado un cambio hacia SEM, que representa un ejemplo de la sinergia entre sectores, que implica la estrategia de energía nacional y los servicios hidrológicos. La Empresa de Generación Hidroeléctrica Dominicana (EGEHID), emprendió un plan de inversión para garantizar la provisión de agua para la energía hidroeléctrica, a fin de reducir la dependencia de los combustibles fósiles importados (con BAU). Se espera un ahorro importante, ya que se pueden obtener grandes ganancias al cambiar la generación de energía a la energía hidroeléctrica a partir de las plantas de energía térmica. Actualmente, 84% de la producción de energía proviene de los combustibles fósiles; solo 15% viene de la energía hidroeléctrica: 1.376 Gwh/año de 9.000 Gwh/año. Incluso con un aumento proyectado de la generación a base de gas, el suministro de energía total será insuficiente para satisfacer la creciente demanda en República Dominicana.

El plan incluye la construcción de otras plantas hidroeléctricas a fin de incorporar 2.550 Gwh/año a la capacidad actual, en un plazo de 15 años. El ahorro obtenido por el aumento de la generación de energía hidroeléctrica alcanzaría los \$10 millones al año, basándose en un precio del petróleo de \$80/barril. El plan también incluye un programa de asistencia técnica para el sector de la energía, con la conservación de la cuenca hidrográfica como

componente principal, financiado por el gobierno y un préstamo del Banco Mundial. Este componente de protección de la cuenca hidrográfica es básica, ya que las cuencas hidrográficas han sido deterioradas, lo que ha afectado negativamente la disponibilidad de agua para el consumo, la agricultura, el turismo y la energía.

El programa de gestión de cuencas hidrográficas ha priorizado las intervenciones, basándose en un análisis del uso de la tierra, laderas y patrones de precipitación, en las cuencas hidrográficas que contienen 25 plantas hidroeléctricas que cubren 18% del territorio (8.807 km²). Las acciones para proteger las cuencas hidrográficas incluyen cambios en el uso de la tierra en terrenos privados y en áreas públicas protegidas. Los tres componentes del programa son (1) capacidad institucional de EGEHID; (2) inversiones en las áreas de prioridad de acuerdo a su vulnerabilidad potencial; y (3) un plan de control y evaluación para examinar los resultados y modificar las acciones. La inversión necesaria para el plan de gestión de la cuenca hidrográfica es de \$35 millones durante cinco años. El costo de implementación del plan oscila entre \$0,002 a \$0,005 /Kwh producidos, poco comparado con el precio de la energía y más que compensado por las economías generadas por el cambio de los combustibles fósiles. La inversión comenzó en 2010, de acuerdo a un grupo de políticas implementadas anteriormente que incluían disposiciones para inversiones públicas sostenidas y autofinanciadas, una mejora en el entorno reglamentario e incentivos basados en el mercado.

¹ Estudio de caso de PNUD realizado por J. Velásquez

Cuadro 11.4. Tipos de financiamiento de PSA

	Voluntario	Involuntario
BENEFICIARIO DIRECTO Nivel de la empresa de servicios	Costa Rica – Pagos por proyectos pequeños de energía hidroeléctrica	México – Cobros del agua pagados por las empresas de servicio
Cliente de la empresa de servicios (usuario final)	Méjico – Pagos que se descontuan voluntariamente para empresa de servicios de agua	Costa Rica, Ecuador, etc. – Cobros del agua de las empresas de servicios o “Fondos para el agua”
BENEFICIARIO INDIRECTO	Apoyo y pagos de ONG internacionales (p. ej., TNC en Ecuador)	Costa Rica – Impuesto a los combustibles fósiles para el programa de servicios ambientales Estados Unidos – Fondo general para el programa para la conservación de reservas

gestión de las cuencas hidrográficas pagan a los terratenientes aguas arriba, para gestionar sus tierras de formas que contribuyen a la producción de servicios hidrológicos.

PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES

El pago por servicios ambientales (PSA) es cada vez más un facilitador importante para la gestión de cuencas hidrográficas SEM en la región de ALC. En 2008, había al menos 36 planes activos con financiamiento anual de \$31 millones (Stanton *et al.* 2010). Estas inversiones protegían 2,8 millones de hectáreas. Los gobiernos nacionales y locales juegan un papel intermediario importante. La mayor parte del financiamiento proviene de planes en el nivel nacional, en donde la participación financiera no es voluntaria, sino que se basa en impuestos y cobros. Por ejemplo, el plan PSA nacional en Costa Rica se financia en parte por medio de un impuesto a los combustibles, que posteriormente se asigna entre las prioridades de los servicios ecosistémicos: conservación de la agrosilvicultura, protección de las cuencas hidrográficas, secuestro del carbono, embellecimiento del paisaje, y protección de la biodiversidad (Chomitz *et al.* 1999; Grieg-Gran *et al.* 2005).

La caracterización de PSA es abundante (Aylward 2007; Pagiola 2002; Porras *et al.* 2008; Swallow *et al.* 2007; Wunder 2005). Aunque se pueden realizar muchas distinciones, la variación más importante entre los planes se relaciona con los mecanismos de financiamiento. El financiamiento para PSA proviene de una gama de fuentes: de gobierno, empresas de servicios públicas y privadas, ONG, grupos de usuarios y donaciones individuales. En algunos planes, el financiamiento es voluntario; en otros, es a través de un cobro o impuesto obligatorio. En ocasiones, el organismo que recopila el dinero es un beneficiario directo del SE que se presta, y en otras ocasiones no lo es. Otra distinción, particularmente en el caso de los pagos por servicios públicos (servicios de agua, productores de energía hidroeléctrica y asociaciones de riego), es si la decisión de

financiamiento se toma en el nivel de la empresa de servicios o se deja directamente en manos de los usuarios o clientes finales. Como se muestra en el cuadro 11.4, hay ejemplos de PSA de ALC que varían a lo largo de todo el espectro de tipos de financiamiento, lo que demuestra que la región ha sido un lugar importante de experimentación e implementación de PSA.

A pesar de la preponderancia de la promoción centralizada de PSA, existe un número creciente de planes (municipales), descentralizados que parecen dar resultados más efectivos (Wunder y Alban 2008). En estos casos; este papel también lo pueden asumir las ONG o las asociaciones de usuarios del agua. De hecho, la mayor parte del financiamiento de PSA es híbrido, ya que este depende no solo de las tarifas del uso del agua, sino que también del financiamiento público y de las contribuciones de las ONG (Wunder *et al.* 2008). Generalmente, estos fondos para el agua también son financiados mediante impuestos y cobros a los usuarios del agua, en su mayoría hogares particulares y asociaciones de agricultores. Estos fondos para el agua también requieren que la municipalidad o la agencia del agua cobre una tarifa extra para la conservación del agua y luego asigne los recursos entre los pagos directos, transferencias en especies o proyectos de conservación. Las iniciativas como la de Pimampiro en Ecuador, Coahuila en México, Otoro en Honduras, San Pedro del Norte en Nicaragua, Heredia en Costa Rica, Iniciativas de Pasolac y Ecoservicios en El Salvador y Cerro San Gil en Guatemala, son todos ejemplos de PSA con pagos directos en efectivo a los proveedores (IIED 2010; Kosoy *et al.* 2007). Los casos de Pimampiro y Coahuila que se detallan en los estudios de casos 11.3 y 11.4, son un ejemplo de cuántas de estas iniciativas son implementadas a menor escala.

El Fondo para la Protección del Agua (FONAG) de Quito y los casos de Cuenca en Ecuador, Tarija en Bolivia, Valle del Cauca en Colombia, y el Consorcio PCJ en Brasil, han implementado el financiamiento de proyectos de conservación en lugar de transferencias en efectivo a los prestadores de servicios. Entre las transferencias en especies se encuentran insuimos agrícolas en Fuquene y árboles jóvenes en Plan Verde en Colombia, infraestructura para el agua en la Siembra de Agua del Instituto de Capacitación del Oriente (ICO) en Bolivia y colmenas en Los Negros en Bolivia (Asquith *et al.* 2008; IIED 2010). En Sierra de las Minas en Guatemala, Quito en Ecuador, y con sistemas silvopastorales en Colombia, Costa Rica, y Nicaragua se ha promovido la capacitación técnica y las prácticas forestales (IIED 2010). Microcredit es otro beneficio proporcionado por los planes PSA en Cuenca en Ecuador, y Valle del Cauca y Fuquene en Colombia.

También existen experiencias en la región que muestran la importancia de las industrias relacionadas con el agua, como la generación de energía hidroeléctrica y el embotellado de agua, como partes de los planes PSA. Energía Global, CNFL,

Platanar, La Esperanza e ICE en Costa Rica son ejemplos de productores de energía hidroeléctrica que dependen de la cantidad y calidad del agua para minimizar los costos de operación y de mantenimiento. Ellos participan en los mecanismos PSA para compensar a los proveedores de SE (IIED 2010). De manera similar, Florida & Ice Farm, una cervecería local, se ha comprometido a participar en la iniciativa de la empresa de servicios públicos de la ciudad de Heredia para compensar a los terratenientes aguas arriba por gestionar sus bosques de acuerdo con los estándares de certificación del Consejo de Administración Forestal (FSC) (IIED 2010).

Se han proporcionado subsidios para legalizar la tenencia de tierras que participan en los planes PSA, en la cuenca del Canal de Panamá y en Platanar en Costa Rica (IIED 2010;

Consejo Empresarial Mundial de Desarrollo Sostenible 2005). El programa de subsidio ayuda a incrementar el número de participantes, principalmente entre las comunidades con niveles de ingreso bajos. En distintas partes de ALC, las comunidades cuyas decisiones pueden impactar los servicios hidrológicos, están caracterizadas por la exclusión social, violencia, desarrollo urbano irregular, pobreza, analfabetismo y baja productividad, como es el caso de las cuencas hidrográficas de São Paulo en Brasil, donde las condiciones socioeconómicas constituyen un factor importante de éxito o fracaso para PSA (Jacobi 2004).

Existen solo algunos ejemplos del uso de PSA puro en ALC, en donde han surgido acuerdos contractuales entre compradores y vendedores de servicios hidrológicos. El caso de La Esperanza

Estudio de caso 11.3. Pagos por servicios ambientales: Pimampiro, Ecuador¹

En Pimampiro, los agricultores reciben pagos para mantener la cubierta forestal natural y garantizar suministros de agua limpia. Estos pagos tienen la finalidad de desalentar las actividades que históricamente han perjudicado el medio ambiente y degradado la calidad del agua, como la agricultura de corte y quema, tala de madera y crianza de ganado. La municipalidad de San Pedro de Pimampiro es un pequeño pueblo en la provincia de Imbabura en el norte de Ecuador, en la cuenca hidrográfica de Pisque, que alimenta al río Chota, la principal fuente de agua de Imbabura. La región tiene una historia de escasez de agua, acentuada por la contaminación del agua disponible a causa de la escorrentía agrícola. Pimampiro protegerá la cuenca hidrográfica para garantizar que los residentes y las industrias tengan acceso a un agua limpia adecuada. Pimampiro también está interesada en conservar la biodiversidad, porque el área es una zona de amortiguación para la Reserva Ecológica Cayambe Coca. La región tiene plantas que sirven como indicadores, ya que sólo crecen con un abundante suministro de agua. La presencia de cierta megafauna, como el oso andino, también es una señal sobre la estabilidad de especies indicadoras importantes.

En 2001, la municipalidad estableció un proyecto piloto titulado Fondo para el Pago de Servicios Ambientales para la Protección y Conservación de Bosques y Páramos con Fines de Regulación de Agua. Se asignó el equivalente a \$15.000 para subsidiar el proyecto. El gobierno local recauda un adicional de \$500/mes en tarifas de agua. Aproximadamente 1.350 hogares y empresas pagan una tarifa anual de \$0,96 y \$2,16, respectivamente, por el uso de 17 m³ de agua potable. Los fondos son luego distribuidos a

los miembros de la Asociación Agrícola Nueva América (AANA), ubicada en la parroquia de Mariano Acosta, 32 km aguas arriba de Pimampiro. En 2004, 20 de los 24 miembros de la asociación recibieron pagos por la preservación de cerca de 300 ha de bosque. Los miembros de la asociación obtienen entre \$11 a \$16/ha/año. Los pagos se hacen trimestralmente y varían de acuerdo con la categoría de la tierra. Desde enero de 2001 a septiembre de 2002, se pagaron \$6.871 a los miembros de AANA.

De acuerdo a la experiencia de Pimampiro, IIED (2004) sugiere que un impuesto gestionado por las municipalidades puede beneficiar a los pobres y a la vez potenciar los fondos para la protección medioambiental. Es necesaria más información sobre las funciones hidrológicas de los ecosistemas particulares y del valor de SE para fomentar la reproducción de proyectos similares en otros lugares.

El programa Pimampiro tuvo éxito, en parte, debido a que los actores externos aseguraban una canalización directa de los pagos, de los compradores a los vendedores. El programa es supervisado por el Desarrollo Forestal Comunitario mediante una subsidiaria, CEDERENA, y la Fundación Interamericana. Además de proporcionar los pagos, estas organizaciones ayudan a planificar actividades como la agrosilvicultura y la conservación de la tierra, facilitar la organización comunitaria y promover la acción municipal.

La ley de Ecuador no otorga derechos de agua a los terratenientes. Ya que el acuerdo no puede obligar a los agricultores a mantener la calidad del agua, la ciudad corre el riesgo de que la Asociación no cumpla con sus términos. Generalmente, es necesario el control de los recursos naturales para los programas PSA; este tiene éxito debido a la voluntad de los miembros de AANA.

¹ Estudio de caso de PNUD realizado por A. Barnes, M. Ebright, E.y Gaskin y W. Strain

Estudio de caso 11.4. Pagos por servicios hidrológicos: Zapalinamé, Coahuila¹

En la reserva de Sierra de Zapalinamé en el estado de Coahuila, México, los cursos de agua de la montaña proporcionan agua limpia para más del 70% de los casi 700.000 residentes de la ciudad de Saltillo, al igual que para los de las vecinas Arteaga y Ramos Arizpe. Además, la Sierra apoya el hábitat para las especies en peligro, como el puma y la cotorra serrana oriental. En 1997, la reserva fue declarada reserva natural, pero a medida que cada vez más personas se mudaban a las montañas y los agricultores trabajaban la tierra de manera más agresiva, la efectividad de las captaciones naturales que regulan y filtran el agua disminuía.

Las condiciones en la cuenca hidrográfica están mejorando debido a las acciones para protegerla, como un plan PSA lanzado en 2003 por un consorcio de una ONG, además del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza y la Fundación Gonzalo Río Arronte. La ONG Profauna lanzó una campaña de conciencia pública para aumentar el reconocimiento de los residentes de la importancia de la Sierra como su fuente de agua. Los usuarios del agua de Saltillo contribuyen con una tarifa voluntaria para la conservación de la reserva y el SE que ofrece. La tarifa se cobra mediante facturas de la empresa de servicios de

agua, después de lo cual la recaudación se pasa a Profauna para financiar la gestión de la reserva y los proyectos comunitarios.

El plan permite a los residentes de Saltillo pagar a los terratenientes en la reserva, para que actúen como guardianes de la cuenca hidrográfica y proveer de fondos para la gestión sostenible. La naturaleza voluntaria del plan PSA fomenta la participación de los residentes de la ciudad y de la reserva para proteger su capital natural. Las contribuciones varían desde uno a 1.000 pesos; 88% del pago, menos de 6 pesos por mes, mientras que solo un 2% paga 15 o más. Actualmente, solo alrededor de un 10% de los 160.000 usuarios del agua contribuyen, pero el compromiso está creciendo y las cantidades que se recaudan aumentan: en el primer año de operación, el total de las contribuciones alcanzaron cerca de \$3.000, mientras que para 2006 las contribuciones habían aumentado a \$50.000.

En 2006, el estado de Coahuila aumentó su apoyo del programa con un acuerdo de contrapartida. Además de su contribución personal, el gobernador de Coahuila se comprometió a duplicar los recursos para el proyecto. A largo plazo, el éxito del programa depende del impacto en el medio ambiente y en las comunidades de la cuenca hidrográfica. El control de los manantiales en la cuenca superior se realiza cada dos meses para hacer un seguimiento de la calidad del agua y del flujo.

¹ Estudio de caso de PNUD, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (n.d.) y Lechuga Perezanta (2009).

en Costa Rica, es una transacción entre dos partes privadas, por medio de la cual, la empresa de generación de energía hidroeléctrica La Esperanza acepta pagar a un proveedor privado de servicios hidrológicos, la Asociación Conservacionista Monteverde, que gestiona El Bosque Eterno de los Niños, que cubre la mayor parte de las captaciones superiores de las plantas hidroeléctricas (IIED 2010; Rojas y Aylward 2002). No fue necesario un intermediario, ya que las negociaciones se realizaron de manera directa y se obtuvo un contrato de 99 años entre las partes. Otro ejemplo de acción voluntaria es el caso de Syngenta, con el proyecto Agua Viva, en el estado de Paraná, Brasil (Consejo Empresarial Mundial de Desarrollo Sostenible 2008). Este proyecto consiste en recuperar y preservar los manantiales naturales en áreas rurales por medio de la restauración de la vegetación circundante y la construcción de infraestructura básica para mejorar la cantidad y calidad del agua para las comunidades agrícolas que usan semillas con la calidad de Syngenta. La empresa cubre el costo total del proyecto, que se ha expandido a varias otras regiones de Brasil.

En la cuenca del río Paso de Los Caballos de Nicaragua, 125 familias aguas abajo negociaron con cinco terratenientes aguas arriba para financiar la reforestación y conservación de

39 ha (Corbera *et al.* 2007). De acuerdo con el plan, las familias aguas abajo contribuyen con \$0,31 por mes para pagar \$26/ha/año a los terratenientes aguas arriba. A cambio, los terratenientes emprenden prácticas SEM como, evitar incendios, desarrollo de prácticas de agricultura orgánica, conservación de la tierra, reforestación de la tierra y exclusión del ganado de áreas sensibles. Este caso es interesante para la visión que proporciona en el costo de SEM. Los terratenientes aguas arriba que prestan servicios de cuencas hidrográficas, que son el resultado de SEM, obtuvieron en promedio \$126/ha al año de la agricultura. Cuando fueron encuestados, los terratenientes declararon que un precio justo por estas actividades PSA era \$147/ha/año. Aunque esta cifra es comparable con el ingreso que se obtiene de la agricultura, la oferta PSA actual de \$26/ha/año está muy por debajo de esta estimación de costo de oportunidad. Contribuyendo a la tensión de este pago insuficiente está la participación de algunos terratenientes que llegan incluso a niveles de compensación que están muy por debajo del ingreso agrícola promedio.

Varias experiencias PSA en ALC han sido apoyadas, al menos inicialmente, por donantes internacionales, como lo fueron el Fondo para Protección del Agua de Quito y Tarija en Bolivia

con fondos de The Nature Conservancy; Cuencas Andinas en Colombia, Ecuador, y Perú con fondos de GTZ; el lago Coatepeque y Ecoservicios en El Salvador y Silvopastoral en Colombia, Costa Rica, y Nicaragua con recursos financieros del Banco Mundial/Proyecto del FMAM; y Pasolac en Nicaragua, El Salvador y Honduras de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (IIED 2010). La mayor parte de los programas están diseñados para ser autosostenibles mediante distintos mecanismos. Sin embargo, existe un caso, Los Negros en Bolivia, que depende casi en su totalidad de una donación internacional de U.S. Fish and Wildlife Service para la conservación de la biodiversidad, que es similar a una fuente filantrópica de donación para SE. Otro tipo de mecanismo de incentivo es la certificación del producto, utilizada en los lugares en donde se promueven las prácticas agrícolas y agroforestales.

La bibliografía ha examinado los temas no resueltos planteados por los programas PSA. Entre ellos se encuentran los siguientes:

- **La efectividad de PSA** para promover los esfuerzos de conservación y provisión de SE. Existe evidencia de que la eficacia de este mecanismo varía con el alcance de un programa: mientras más generales son los objetivos, menos efectivo es el programa PSA (Wunder y Alban 2008).
- **Falta de adicionalidad:** La naturaleza voluntaria, de autoselección de los proveedores de SE implica que los pagos pueden ocurrir en tierras en donde la conservación habría ocurrido aún sin la presencia del programa PSA. Como resultado, se podrían dilapidar recursos escasos para la conservación (Sierra y Russman 2006; Wunscher *et al.* 2008).
- **El escaso conocimiento sobre las funciones ecológicas** de los ecosistemas puede evitar el diseño de programas PSA que se basen en la contribución real de las medidas de conservación para flujos hidrológicos y calidad del agua; en cambio, se utilizan representaciones para estimar el desempeño de SE y de los proveedores del servicio, tales como la extensión del bosque protegido o cantidad de hectáreas reforestadas (Quintero *et al.* 2009).

PHOTO

• **El papel de los efectos a largo plazo e indirectos** de los programas PSA ha sido enfatizado por algunos que reconocen los impactos inmediatos decepcionantes de los pagos de conservación en algunos casos. Los efectos indirectos incluyen decisiones a largo plazo de cubiertas de tierra no boscosa y el fortalecimiento de organizaciones locales que promueven la calidad medioambiental (Asquith y Vargas 2007; Sierra y Russman 2006).

• **Las percepciones culturales sobre el acceso al agua como un derecho humano básico**, por el cual no es necesario pagar (Vargas 2004), ha contribuido a las dificultades para implementar estos mecanismos de compensación, principalmente en la región andina.



11.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este capítulo ha resumido la información disponible (tanto empírica como conceptual) sobre la función de los servicios hidrológicos, especialmente en la región de ALC. Se han analizado los cálculos del impacto y el valor de dichos servicios hidrológicos mediante el siguiente método, a fin de tener en cuenta las compensaciones entre dos enfoques comunes en la toma de decisiones sobre la gestión de la tierra: “prácticas habituales no sostenibles” (BAU), sin tomar en cuenta las externalidades y “gestión sostenible de ecosistemas” (SEM) con la integración de impactos posteriores. Por último, se hizo una revisión de la experiencia que existe hasta la fecha sobre el pago de los servicios medio ambientales relacionados al agua en la región.

Las conclusiones indican que no hay respuestas fáciles. Evidentemente, los costos y beneficios relacionados con los servicios hidrológicos son muy específicos para cada lugar y situación, además, se verán influenciados de forma compleja por las prácticas de gestión de la tierra, ya sean explotación forestal, conversión de los bosques y pastoreos orientados a BAU o prácticas SEM más integradas y menos intensas. Los cambios

hidrológicos inducidos por la gestión de la tierra alterada crea externalidades económicas cuando interactúan con los procesos de producción aguas abajo. Las proporciones e indicios de estas externalidades son específicas según el contexto; de esta forma, las conclusiones se interpretan de mejor forma en el contexto de principios generales. Las conclusiones destacadas son las siguientes:

1. Cuando las prácticas del uso de la tierra y de gestión de la tierra cambian, el efecto en la calidad aguas abajo del agua es el factor principal que afecta a la producción económica. Los efectos en la cantidad del agua son de menor importancia y sus impactos son menos coherentes: pueden ser favorables, dependiendo de las circunstancias locales del clima, suelos, hidrología, infraestructura y procesos de producción.

Durante las últimas décadas, el conocimiento científico sobre el papel que juega la gestión de ecosistemas en una función hidrológica ha avanzado, particularmente en las tierras tropicales húmedas. Gran parte de los estudios confirma (1) la importancia de mantener los ecosistemas intactos para evitar la reducción de la calidad aguas abajo del agua; y (2) la influencia generalmente negativa de los bosques en la producción total del agua (pero no siempre en el caudal intrínseco de la estación seca).

2. Para mejorar la toma de decisiones económicas, los impactos que las actividades aguas arriba producen en los servicios hidrológicos aguas abajo deben llevar a incentivos para SEM en el lugar, pero solo se puede lograr cuando existen mecanismos como el pago por servicios ambientales a fin de internalizar estos factores externos para los gerentes de las tierras aguas arriba.

Los países de ALC tienen un largo historial de inversiones en la protección y la gestión de las cuencas hidrográficas encabezadas por donantes y el gobierno. Durante la última década, la región ha contribuido al desarrollo de políticas ambientales mediante la puesta a prueba de planes pago de servicios ambientales que unen los beneficios aguas abajo con la toma de decisiones del proceso aguas arriba. Actualmente estos mecanismos son parte diversas iniciativas públicas y privadas. Aunque estos mecanismos de pago de servicios ambientales aun poseen una cobertura limitada en la región, la velocidad con la que se están aplicando y aumentando sugiere que los planes de pagos de servicios ambientales pueden ser una fuerza mayor para SEM y que la inversión en cuencas hidrográficas por parte de los usuarios del agua es, cada vez más, una idea prevaleciente.

3. La aversión al riesgo es la principal preocupación en las captaciones en cabeceras intactas; se debe mantener SEM para proteger los usos económicos aguas abajo del agua y la infraestructura física.

En las captaciones en cabeceras intactas de SEM, el riesgo y el costo potencial de alterar los patrones en el uso de la tierra y avanzar hacia BAU, en términos de degradación de la calidad aguas abajo del agua, respaldan el mantenimiento de los SE y los gastos en protección del ecosistema. Los beneficios de estos gastos provienen de evitar los costos posiblemente grandes y a corto plazo de la infraestructura para el desarrollo del agua (tratamiento del agua, riego y energía hidroeléctrica) a través de los gastos operacionales y de mantenimiento evitados y mediante la postergación de la inversión en infraestructura adicional.

4. En las captaciones de cabeceras degradadas, los asuntos de infraestructura y las necesidades de precaución se realizan antes de invertir en el cambio principal en el uso de la tierra.

En las captaciones de cabeceras degradadas, la decisión sobre si invertir en la restauración del ecosistema debiera considerar lo siguiente:

- La restauración es un emprendimiento complejo que requiere de una inversión importante y un esfuerzo sostenible.
- Es posible que los servicios hidrológicos tarden en recuperarse y sufran de una degradación a largo plazo.
- En los lugares donde hay infraestructura para el desarrollo del agua (por ejemplo, almacenaje, energía hidroeléctrica o centros de tratamiento del agua), las instalaciones construidas pueden proteger a los usuarios del agua de los impactos negativos producidos por un ecosistema en mal estado.
- Si no se ha construido infraestructura para el desarrollo del agua, es posible que una restauración rentable del ecosistema sea el enfoque predilecto para mejorar el acceso de los usuarios aguas abajo a suministros de agua limpia.

La infraestructura existente ayuda a que la sociedad dependa menos de la función natural del ecosistema. En los lugares donde hay infraestructura, el medio ambiente construido debe estar integrado a un enfoque SEM mayor. La elección es más complicada en lugares donde solo se ha pensado construir infraestructura. Se debe evaluar con claridad la durabilidad de una solución para un ecosistema contrapuesta a la durabilidad de una solución de infraestructura y se debe incorporar a la toma de decisiones. En muchos de los

paisajes de las cuencas, los productores o potenciadores construidos y naturales de los servicios hidrológicos desempeñarán una función.

5. Es posible que SEM por sí solo, en el estrecho sentido de gestión de ecosistemas naturales, no sea suficiente para la protección ambiental y el suministro de servicios de agua dulce; probablemente se, se necesite invertir en saneamiento y atención a la infraestructura del agua (Regla General N°3 de los Servicios Hidrológicos).

El mantenimiento de los ecosistemas existentes y sus servicios hidrológicos puede ser una opción rentable para proteger los suministros de agua en las comunidades rurales; sin embargo, en estos lugares existe la necesidad de invertir en saneamiento humano y prácticas agrícolas sostenibles con el fin de mantener la salud del ecosistema aguas abajo y proveer de agua limpia a las comunidades aguas abajo. Los problemas de la mala calidad del agua y el suministro aguas abajo se deben, por lo general, al desvío del agua superficial, la construcción de represas en los ríos y la extracción excesiva de agua subterránea para el uso de la tierra aguas arriba. Estos problemas, a menudo, se agravan debido a la liberación de contaminantes en las vías fluviales o aguas subterráneas aguas arriba. Las soluciones deben considerar tanto la gestión del agua como de la tierra en las cuencas hidrográficas.

6. Generalmente, SEM puede proveer una gestión sostenible del agua y las políticas a favor del crecimiento.

Las soluciones SEM comprenden todos los factores; a veces, los beneficios económicos generados por la producción BAU y los costos de la restauración del ecosistema serán muy gran-

des para justificar la inversión en la restauración de los ecosistemas, pero las conexiones entre la asignación de la tierra, las prácticas del uso de la tierra y la gestión de la tierra sugieren que BAU puede, a menudo, ser sostenible a largo plazo, aunque afectará negativamente a las comunidades aguas abajo y los usos económicos a corto plazo. En resumen:

- En el caso de los suministros de agua potable, SEM sirve para mejorar la salud humana, promover la productividad rural, ahorrar costos de operación y postergar los costos de capital para la infraestructura de tratamiento y de almacenamiento del agua.
- En la agricultura, SEM ayuda a evitar costos de mantenimiento de sistema, aumentando el tiempo y los recursos del productor para invertir en actividades de producción.
- En el caso de la energía hidroeléctrica, SEM aumenta las ganancias y genera más energía a partir de proyectos a largo plazo, por lo que reduce la tensión en el sistema de energía, postergando las inversiones futuras en la infraestructura.

7. Es probable que SEM genere desproporcionadamente beneficios para los segmentos pobres, remotos y marginales de la sociedad.

La infraestructura para el desarrollo del agua es escasa en áreas remotas, empobrecidas o indígenas; los beneficios de BAU y de las infraestructuras para el desarrollo del agua, generalmente, se agrupan en las poblaciones urbanas y sectores acaudalados. Los beneficios de SEM, a menudo, son desarrollados por aquellos que no poseen acceso a infraestructura o una red de seguridad social, mientras que los costos de BAU se manifiestan en los grupos pobres, rurales y marginales a través de la degradación de la calidad del agua y otros costos externalizados.

CAPÍTULO 12

REFERENCIAS

- Abreu, H.M. 1994. "Adoption of soil conservation in Tierra Blanca, Costa Rica", en *Economic and Institutional analysis of the soil conservation projects in Central America and the Caribbean*, editado por E. Lutz, S. Pagiola y C. Reiche. Washington, D.C.: World Bank Development Paper No. 8, 207.
- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray y E. Sala. 2008. "Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields". *PNAS* 105: 10456-10459.
- Acharya, G. 2000. "Approaches to Valuing the Hidden Hydrological Services of Wetland Ecosystems". *Ecological Economics* 35: 11.
- Adams, C., R. Seroa da Motta, R.A. Ortiz; J. Reid, C.E. Aznar y P.A.A. Sinisgalli. 2008. "The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: Economic valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, Sao Paolo State (Brazil)". *Ecological Economics* 66 (2-3): 359-370.
- Adams, R.M., y T.D. Crocker. 1991. "Materials Damages", en *Measuring the Demand for Environmental Quality*, editado por J.B. Braden y C.D. Kolstad. North-Holland: Elsevier Science Publishers B.V.
- Adams, Tim. November 29, 2009. "The ship that mistook itself for a city state". *The Observer*.
- Adventure Travel Development Index. Informes. <http://www.adventureindex.travel/downloads.htm>.
- Agard, J.B.R., y A. Cropper. 2007. "Caribbean Sea Ecosystem Assessment (CARSEA): A contribution to the Millennium Ecosystem Assessment prepared by the Caribbean Sea Ecosystem Assessment team". *Caribbean Marine Studies*.
- Agnew, D., J. Pearce, G. Pramod, R. Watson, J.R. Beddington y T.J. Pitcher. 2009. "Estimating the worldwide extent of illegal fishing". *PloS ONE* 4 (2): 4570.
- Agnew, M.D., y D. Viner. 2001. "Potential impacts of climate change on international tourism". *International Journal of Tourism and Hospitality Research* 3 (1): 37-60 (R).
- Aguirre, J.A. 2008. "Midiendo el impacto económico del gasto turístico de los visitantes a los Parques Nacionales de Costa Rica". *Pasos* 6 (1): 11-26.
- Albán. 2003. "Proyecto Conservación de la Biodiversidad en Ecuador. Embajada Real de los Países Bajos". *EcoCiencia* 149-150.
- Alcalá, A. C. 2001. *Marine reserves in the Philippines: historical development, effects and influence on marine conservation policy*. Makati City, Filipinas: Bookmark.
- Alers, M., A. Bovarnick, et al. 2008. *Reducing Threats to Protected Areas: Lessons from the Field*. A Joint UNDP and World Bank GEF Lessons Learned Study.
- Allen, Barry, Lee Lines y Debra Hamilton. 2008. "The Economic Importance of Extending Habitat Protection Beyond

- Park Boundaries: A Case Study from Costa Rica". *The George Wright Forum* 25 (1): 30-35.
- Allison, E., L. Perry, M.C. Badjeck, W.N. Adger, K. Brown, D. Conway, A.S. Halls, G.M. Pilling, J.D. Reynolds, L. Neil, N.L. Andrew y N.K. Dulvy. 2009. "Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries". *Fish and Fisheries* 1: 2-19.
- Almeida, O.T., y C. Uhl. 1995. "Developing a quantitative framework for sustainable resource-use planning in the Brazilian Amazon". *World Development* 23: 1745-1764.
- Alonso, Y.M. 2000. "Potential of Silvopastoral Systems for Economic dairy production in Cayo, Belize and constraints for their adoption". Tesis de Maestría. Turrialba: CATIE.
- Alpizar, F. 2008. *Participación ciudadana y sostenibilidad ambiental como camino al desarrollo Sistematización de la experiencia de la Asociación de Desarrollo Integral Cabécar de Tayni*. San José, Costa Rica: Programa de Pequeñas Donaciones Costa Rica Fondo para el Medio Ambiente Mundial.
- Alpizar, Felipe, y Villalta Elizabeth. February 2008. "Las capitanas de su propio desarrollo San José Costa Rica" (PPD GEFP-PNUD).
- Alvear, G. 2004. "Managing Efforts to Prevent Forest Fires in South America". *Proceedings of the Second International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global View, General Technical Report PSW-GT*. Córdoba, España, 19-22 de abril de 2004.
- Amend, Marcos, Claude Gascon, John Reid y José María Cardoso da Silva. 2005. "Parks Produce Local Economic Benefits in Amazonia".
- Andam, Kwaw S., Paul J. Ferraro, Katharine R. E. Sims, Andrew Healy y Margaret B. Holland. 2010. "Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand". *PNAS Early Edition*, editado por Partha Sarathi Dasgupta. Cambridge, Reino UNido: University of Cambridge. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0914177107.
- Anda-Montañez, J. A., A. Ramos-Rodríguez y S. Martínez-Aguilar. 2010. "Effects of environmental variability on recruitment and bioeconomic modelling in the Pacific sardine (*Sardinops sagax caerulea*) fishery from Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico". *Scientia Marina* 74 (1): 25-35.
- Andersen, L. E. 1997. "A cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon". Rio de Janeiro: Institute for Applied Economics Research, documento de trabajo.
- Anderson, S., y R. Masters. 1993. "Riparian Forest Buffers". *Water Quality Series*. Oklahoma Cooperative Extension Fact Sheets No. 5034. Oklahoma: Oklahoma State University, Division of Agricultural Sciences and Natural Resources.
- Andrés J. Jaureguizar, y Andrés C. Milessi. 2008. "Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone". *Scientia Marina* 72 (1): 25-36.
- Anon. 2005. *Fishing*. US Library of Congress Country Studies. <http://countrystudies.us/mexico/76.htm>. Cited in Gelchu & Pauly, 2007. Consultado el 21 de diciembre de 2005.
- Apollonio, S. 1994. "The use of ecosystem characteristics in fisheries management". *Reviews in Fisheries Science* 2: 157-180.
- Appeldoorn, R.S. 2008. "Transforming reef fisheries management: application of an ecosystem-based approach in the USA Caribbean". *Environmental Conservation* 35: 232-241.
- Aranda, M. 2009. "Developments on fisheries management in Peru: The new individual vessel quota system for the anchoveta fishery". *Fisheries Research* 96:308-312.
- Arias, J. 1994. "Elements for Calculating the Value of Biological Diversity Losses: The Case of Oil Exploitation at Cuyabeno Reserve in the Ecuadorian Amazon Region", en *Protected area economics and policy: Linking Conservation and Sustainable Development*, editado por M. Munasinghe y F. McNeely. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Armshaw, William. 2009. "The Environmental Impact of Cut Flower Imports: Analysis, Publication Review and Reference Guide". <http://www.pressstitute.com/wp-content/uploads/2009/01/cut-flowers.pdf>.
- Arnason, R. 2002. "A review of international experiences with ITQs". Annex to *Future options for UK fish quota management*. University of Portsmouth: Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources, Report No. 58.
- Arnould, E. y A. Plastina. 2006. "Market Disintermediation and Producer Value Capture: The Case of Fair Trade Coffee in Nicaragua, Peru and Guatemala". Paper

- prepared for presentation at the Conference, "Product and Market Development for Subsistence Marketplaces: Consumption and Entrepreneurship Beyond Literacy and Resource Barriers". University of Illinois at Chicago, 2-4 de agosto de 2006. <http://www.uic.edu/depts/oee/submarkets/program.htm>.
- Arnt, R. 2008. "Natura and access to genetic resources and traditional knowledge". *Natura Cosmetics*.
- Arriagada, R. Sills, E. Pattanayak, S. Ferraro, P. y S. Cordero. 2009. "Combining Qualitative and Quantitative Methods to Evaluate Participation in Costa Rica's Program of Payments for Environmental Services". *Journal of Sustainable Forestry* 28 (3): 343-367.
- Arrow, K.J., y A.C. Fisher. 1974. "Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility". *Quarterly Journal of Economics* 88 (2): 312-319.
- Ashley, C., D. Roe y H. Goodwin. 2001. "Pro-Poor Tourism Strategies: Making Tourism Work for the Poor. A Review of Experience". Londres: ODI, IIED, Centre for Responsible Tourism.
- Ashworth, L., M. Quesada, A. Casas, R. Aguilar y K.Oyama. 2009. "Poliantor-dependent food production in Mexico". *Biological Conservation* 142: 1050-1057.
- Asquith, N., M. Vargas y S. Wunder. 2008. "Selling Two Environmental Services: In-Kind Payments for Bird Habitat and Watershed Protection in Los Negros, Bolivia". *Ecological Economics* 65: 675-684.
- Asquith, N., y M. Vargas. 2007. "Tratos Justos para Servicios Hidrológicos en Bolivia". *Temas de Recursos Naturales* 7. Londres: IIED.
- Astorga, W. 1998. "The Environmental Impact of the Banana Industry". Disponible en <http://www.ibc2.org/text/PAPER2E.pdf>.
- Aubone, A., S. Bezzi, R. Castrucci, C. Dato, P. Ibáñez, G. Hirsuta, M. Pérez, M. Renzi, B. Santos, N. Scarlato, M. Simazzi, L. Tringali y M.L. Villarino. 2000. "Merluza (Merluccius hubbsi)", en *Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata*, editado por S. Bezzi, R. Akselman y E. Boschi. Mar del Plata, Argentina: INIDEP No. 1129, 1999.
- Awkerman, J.A., K.P. Huyvaert, J. Mangel, J.A. Shigueto y D. J. Anderson. 2006. "Incidental and intentional catch threatens Galapagos Waved Albatross". *Biological Conservation* 133: 483-489.
- Aylward, B. 1998. "Economic Valuation of the Downstream Hydrological Effects of Land Use Change: Large Hydroelectric Reservoirs". Ph.D. diss. Medford, MA: Fletcher School of Law and Diplomacy.
- . 2004. "Land Use, Hydrological Function and Economic Valuation", en *Forest, Water and People in the Humid Tropics*, editado por M. Bonnell y L.A. Bruijnzeel. Cambridge: Cambridge University Press.
- . 2005. "Towards Watershed Science that Matters". *Hydrological Processes* 19 (13): 2643-2647.
- . 2007. "Agricultural Landscapes and Domestic Water Supply: the Scope for Payments for Watershed Services with special reference to sub-Saharan Africa". Roma: FAO.
- Aylward, B., and A. Fernández González. 1998. "Incentives and Institutional Arrangements for Watershed Management: A Case Study of Arenal, Costa Rica". Londres: International Institute for Environment and Development e Institute for Environmental Studies, Amsterdam: Free University.
- Aylward, B., and J. Echeverria. 2001. "Synergies between Livestock Production and Hydrological Function in Arenal, Costa Rica". *Environment and Development Economics* 6 (3): 359-382.
- Aylward, B., C. Popp y S. Burchi. In Press. "Water Resource Quantity: Allocation and Management", en *Law for Water Management*, editado por J. Vapnek, B. Aylward, J. Bartram y C. Popp. Roma: FAO.
- Bacon, C. 2005. "Confronting the Coffee Crisis: Can Fair Trade, Organic y Specialty Coffees Reduce Small-Scale Farmer Vulnerability in Northern Nicaragua?" *World Development* 33 (3): 497-511.
- Bakun, A., y S.J. Weeks. 2008. "The marine ecosystem off Peru: What are the secrets of its fishery productivity and what might its future hold?" *Progress in Oceanography* 79: 290-299.
- Baldoceda, R., y G. Mercado. 2002. "Valoración Económica del Servicio Ambiental de Captura de CO₂ en la zona de Neshuya-Curimaná (Pucallpa)", en *Valoración Económica de la Diversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú*, editado por Manuel Glave y

- Rodrigo Pizarro. Lima: Instituto Nacional de Recursos Naturales, International Resources Group y USAID.
- Balmford, A. et al. 2002. "Economic Reasons for Conserving Wild Nature". *Science* 297 (5583): 950-953.
- Balmford, A., K.J. Gaston, S. Blyth, A. James y V. Kapos. 2003. "Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*.
- Balmford, A., y T. Whitten. 2003. "Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met?". *Oryx* 37 (2): 238-250.
- Balmford, Andrew, Pippa Gravestock, Neal Hockley, Colin J. McClean y Callum M. Roberts. 2004. "The worldwide costs of marine protected areas". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 101: 9694-9697.
- Banco Mundial. 2001. *Recommended Revisions to OP 4.36: Proposals for Discussion*. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- . 2005a. *Environmental Fiscal Reform: What Should Be Done and How to Achieve It*. Washington, D.C.: The International Bank for Reconstruction and Development/Banco Mundial.
- . 2005b. "Managing the Livestock Revolution: Policy and Technology to Address the Negative Impacts of a Fast-Growing Sector". Agriculture and Rural Development Department. Report No. 32725-GLB.
- . 2008a. *Forests Sourcebook. Practical Guidance for Sustaining Forests in Development Cooperation*. Washington D.C.: Agriculture and Rural Development, Banco Mundial.
- . 2008b. Gross domestic product 2008. (Washington DC). <http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/GDP.pdf>.
- . 2008c. *World Development Report 2008*. Agriculture for development. Washington, D.C.
- . 2009. *The Sunken billions: the economic justification for fisheries reform*. Washington D.C.
- . 2010. "Banking on Biodiversity". *Environment Matters Magazine*. Washington D.C.
- Banco Mundial/FMAM. 2005 *Protected areas consolidation and administration project*. República de El Salvador. (27 de octubre).
- Banco Mundial/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. 2003. *Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water*. The Arguments for Protection Series.
- Barbier, E.B. 2007. "Valuing ecosystem services as productive inputs". *Economic Policy* 22 (49): 177-229.
- Bárcena, A., A. Prado, O. Rosales y S. Malchik. 2009. "International Trade in Latin America and the Caribbean. 2010: Crisis and Recovery". CEPAL. Disponible en http://www.eclac.org/comercio/publicaciones/xml/9/39409/Crisis_recovery_2009_preliminary_version_abr_2010.pdf.
- Bárcena, A., C.J. de Miguel, G. Núñez, J.J. Gomez, J. Acquatella y G. Acuna. 2002. "Financing for Sustainable Development in Latin America and the Caribbean: From Monterrey to Johannesburg". CEPAL/ECLAC y PNUD.
- Barlow, M., y T. Clarke. 2004. "The Struggle for Latin America's Water". *NACLA: Report on the Americas* 38 (1).
- Barrow, P., A. Hinsley y C. Price. 1986. "The Effect of Afforestation on Hydroelectricity Generation: A Quantitative Assessment". *Land Use Policy* (4): 141-151.
- Bassi, L. 2002. "Valuation of Land Use and Management Impacts on Water Resources in the Lajeado São José Micro-watershed, Chapecó, Santa Catarina State, Brazil". *Land-Water Linkages in Rural Watersheds Case Study Series*. Roma: FAO.
- Bateman, I.J., R. Brouwer, H. Davies, B.H. Day, A. Deflandre, S. Di Falco, S. Georgiou, D. Hadley, M. Hutchins, A.P. Jones, D. Kay, G. Leeks, M. Lewis, A.A. Lovett, C. Neal, P. Posen, D. Rigby y R.K. Turner. 2006. "Analysing the Agricultural Costs and Non-market Benefits of Implementing the Water Framework Directive". *Journal of Agricultural Economics* 57 (2): 221-237.
- Batista, V.S., A.J.F.C. Inhamunsm y D. Freire-Brasil. 1998. "Characterisation of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region". *Fisheries Management and Ecology* 5: 419-435.
- Bayon, R., J.S. Lovink y W.J. Veening. 2000. "Financing biodiversity conservation". *Sustainable Development*

- Department Technical Papers Series*. Washington, D.C.: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Beaumais, O., D. Laroutis y R. Chakir. 2007. "Wetland Preservation Versus Wetland Conservation to Industrial Use: A Trade-Off Analysis Applied to the Seine Estuary (France)". Rouen Cedex, Francia: University of Rouen.
- Beddington, J.R., D.J. Agnew y C.W. Clark. 2007. "Current problems in the management of marine fisheries". *Science* 22 (316): 1713-1716.
- Belcher, K.W., A.E. Germann y J.K. Schmutz. 2007. "Beef with environmental and quality attributes: Preferences of environmental groups and general population consumers on Saskatchewan, Canada". *Agriculture and Human Values* 24: 333-342.
- Belize Coastal Zone Management Authority & Institute. 2003. "Operationalizing a Financing System for Coastal and Marine Resource Management in Belize". Documento de Estrategia. Preparado con el apoyo de UNDP-GEF.
- Bernal, P.A., D. Oliva, B. Aliaga y C. Morales. 1999. "New regulations in Chilean fisheries and aquaculture: ITQs and territorial users rights". *Ocean and Coastal Management* 42: 119-142.
- Bernard, F., R. de Groot y J. Joaquin. 2009. "Valuation of Tropical Forest Services and Mechanisms to Finance Their Conservation and Sustainable Use: A Case Study of Tapanti National Park, Costa Rica". *Forest Policy and Economics* 11: 174-183.
- Bertolotti, M.I., G.A. Verazay, E. Errazti, A.N. Pagani y J. Buono. 2001. "Flota pesquera argentina. Evolución durante el período 1960-1998, con una actualización al 2000", en *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros* 3 (Contribución INIDEP Nº 1166): 9-53.
- Bezaury Creel, J.E. 2009. "El valor de los bienes y servicios que las áreas naturales protegidas proveen a los mexicanos". México: The Nature Conservancy.
- Bezaury Creel, J.E., y L. Pabón Zamora. 2009. "Valuation of Environmental Goods and Services Provided by Mexico's Protected Areas". México: The Nature Conservancy-México Program y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Binswanger, H. 1989. "Brazilian Policies that Encourage Deforestation". Washington, D.C.: Banco Mundial, Environment Department Working Paper #16.
- Bishop, Joshua, Sachin Kapila, Frank Hicks, Paul Mitchell y Francis Vorhies. 2008. *Building Biodiversity Business*. Londres, Reino Unido, y Gland, Suiza: Shell International Limited y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- Bockstael, N.E., W.M. Hanemann y C.L. Kling. 1987. "Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework". *Water Resources Research* 23 (5): 931-935.
- Bolt, K., M. Matete y M. Clemens. 2002. *Manual for Calculating Adjusted Net Savings*. Washington D.C.: Banco Mundial, Environment Department.
- Boltz, F., D.R. Carter y T. Holmes. 2003. "Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative analysis". *Forest Policy and Economics* (Elsevier) 5: 69-81.
- Boo, L. 1990. *Ecotourism: The Potentials and Pitfalls*. Washington, D.C.: World Wildlife Fund.
- Borrini-Feyerabend, G., A. Kothari y G. Oviedo. 2004. "Consensus in a co-management board: a key incentive towards effective and equitable management of the Galapagos Marine Reserve", en *Indigenous and Local Communities and Protected Areas: Towards Equity and Enhanced Conservation*. UICN, Gland, Suiza, y Cambridge, Reino Unido. Adaptado de P. Heylings y M. Bravo. 2001. "Survival of the fittest? challenges facing the co-management model for the Galapagos Marine Reserve". *CM News* 5:10-13.
- Bosch, J.M., y J.D. Hewlett. 1982. "A Review of Catchment Experiments to Determine the Effect of Vegetation Changes on Water Yield and Evapotranspiration". *Journal of Hydrology* 55: 3-23.
- Boscolo, M., y A. Whiteman. 2008. *Financing Sustainable Ecosystem Management*. Roma: FAO Forest Policy Brief.
- Bouwes, N.W. 1979. "Procedures in Estimating Benefits of Water Quality Change". *American Journal of Agricultural Economics* 61 (3): 535-539.
- Bovarnick, A. 2007. *Ficha de Puntaje para Sostenibilidad Financiera para Sistemas Nacionales de Áreas Protegidas*. Nueva York: PNUD.
- Brack, A. 2000. "Diversidad biológica y Mercado", en *Peru: El problema agrario en debate - SEPIA VIII*: 5-55. Lima: ITDG.

- Branch, T. 2009. "How do individual transferable quotas affect marine ecosystems?". *Fish and Fisheries* 10: 39-57.
- Brander, K.M. 2007. "Global fish production and climate change". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 19709-19714.
- Brander, L., R. Florax y J. Vermaat. 2006. "The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature". *Environmental & Resource Economics* 33: 223-244.
- Braun, O.L., M. Lohmann, O. Maksimovic, M. Meyer, A. Merkovic, E. Messerschmidt, A. Riedel y M. Turner. 1999. "Potential impacts of climate change effects on preferences for tourism destinations. A psychological pilot study". *Climate Research* 11: 247-254.
- Bray, D.B., E. Duran, V.H. Ramos, J.F. Mas, A. Velazquez, R.B. McNab, D. Barry y J. Radachowsky. 2008. "Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest". *Ecology and Society* 13(2): 56. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art56/>
- Brazilian Forest Service. <http://www.florestal.gov.br/>
- Brenner, J., J. Jimenez, R. Sarda y A. Garola. 2009. "An Assessment of the Non Market Value of the Ecosystem Services Provided by the Catalan Coastal Zone, Spain". *Ocean and Coastal Management* 53 (1): 11.
- Briones, N.D. 1986. "Estimating Erosion Costs: A Philippine Case Study in the Lower Agno River Watershed", en *Watershed Resources Management: An Integrated Framework with Studies from Asia and the Pacific*, editado por K.W. Easter, J.A. Dixon y M.M. Hufschmidt. Boulder, CO: Westview Press.
- Brooks, K.N., H.M. Gregersen, E.R. Berglund y M. Tayaa. 1982. "Economic Evaluation of Watershed Projects: An Overview Methodology and Application". *Water Resources Bulletin* 18 (2): 245-250.
- Brow, S., y A. Lugo. 1981. "The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle". *Biotropica* 14: 161-187.
- Browder, J. 1985. *Subsidies, Deforestation, and the Forest Sector of the Brazilian Amazon*. Washington D.C.: World Resources Institute.
- Brown, M., I. de la Roca, A. Vallejo, G. Ford, J. Casey, B. Aguilar y R. Haacker. 1996. *A Valuation Analysis of the Role of Cloud Forests in Watershed Protection: Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala and Cusuco National Park, Honduras*. Guatemala: RARE, Defensores de la Naturaleza and Fundación Ecologista Hector Rodrigo Pastor Fasquelle.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. *Hydrology of Moist Tropical Forests and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review*. París: International Hydrological Programme of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. ———. 2004. "Hydrological Functions of Tropical Forests: Not Seeing the Soil for the Trees?". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 185-228.
- Bruijnzeel, L.A., y W.R.S. Critchley. 1994. "Environmental Impacts of Logging Moist Tropical Forests". *IHP Paper Series*. París: UNESCO International Hydrological Programme.
- Bruner, A., J. Hanks y L. Hannah. 2003. *How Much Will Effective Protected Area Systems Cost?* Conservation International.
- Bruner, A., R. Naidoo y A. Balmford. 2008. *Review on the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science. Review of the Costs of Conservation and Priorities for Action*. Para la Comisión Europea.
- Bruner, A., R.E. Gullison y A. Balmford. 2004. "Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries". *BioScience* 54 (12).
- Bubb, P., I. May, L. Miles y J. Sayer. 2004. "Cloud Forest Agenda". Cambridge, Reino Unido: UNEP-WCMC. http://www.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20.htm.
- Buck, A., J. Parrota y G. Wolfrum. 2003. *Building the Future of the World's Forests - Planted Forests and Biodiversity*. Ginebra, Suiza: IUFRO Occasional Paper No. 15, p 9. Contribuciones de la Tercera Sesión del United Nations Forum on Forests en Ginebra, Suiza, 26 de mayo-6 de junio.
- Bull, G., M. Bazett, S. Olaff, S. Nilsson, A. White y S. Magginis. 2006. "Industrial forest plantation subsidies: Impacts and implications". *Forest Policy and Economics* 9: 13-31.
- Burke, L., S. Greenhalgh, D. Prager y E. Cooper. 2008. "Coastal Capital - economic valuation of coral reefs in Tobago and St. Lucia". Washington, D.C.: World Resources Institute.

- Burke, L., y J. Maidens. 2004. "Reefs at risk in the Caribbean". Washington D.C.: World Resources Institute.
- Busch, G., G. Lammel, F.O. Beese, J. Feichter, F.J. Dentener y G.-J. Roelofs. 2001. "Forest Ecosystems and the Changing Patterns of Nitrogen Input and Acid Deposition Today and in the Future Based on a Scenario". *ESPR – Environmental Science and Pollution Research* 8 (2): 95-102.
- Busch, J. et al. 2009. "Comparing Climate and Cost Impacts of Reference Levels for Reducing Emissions from Deforestation". *Environmental Research Letters* 4 (4).
- Butler, Richard W. 2006. *The Tourism Area Life Cycle Vol. 1: Applications and Modifications*. Channel View Publications.
- Butterfield, R. 2010. Comunicación personal.
- Buttler, R. 2007. *Country profiles*. Consultado el 5 de julio de 2007. <http://rainforests.mongabay.com>.
- Cafferata, J., y Sierra de Fonseca. 2001. "Sistema Financiero Para La Inversión Turística En Honduras: Elementos Para Una Propuesta". *Proyecto PEP*. Chemonics International Inc. Informe No.: FO-TA-01-34.
- Caldeira K., y M.E. Wickett. 2003. "Anthropogenic carbon and ocean PH: the coming centuries may see more ocean acidification than the past 300 million years". *Nature* 425: 365.
- Calderón, G. 2008. Informe de evaluación final; Proyecto "Protección y control para el manejo integral de las tortugas marinas, Barra Parismina". Barra de Parismina-Limón: ASTOP COS/05/37. UNDP.
- Calo, M., y T.A. Ise. 2005. "Revaluing Peasant Coffee Production: Organic and Fair Trade Markets in Mexico". Tufts University, Global Development and Environment Institute.
- Campbell A., V. Kapos, I. Lysenko, J.P.W. Scharlemann, B. Dickson, H.K. Gibbs, M. Hansen y L. Miles. 2008. "Carbon emissions from forest loss in protected areas". UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Canisius F., y C. Nancy. 2009. "GeoFIS: Flood Insurance System for Trinidad - A Case Study for San Juan Downstream". Trinidad y Tobago: University of the West Indies, St. Augustine, Department of Surveying and Land Information, Faculty of Engineering.
- Capoor, K., y P. Ambrosi. 2008. *State and Trends of the Carbon Market*. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Caribbean Environment Programme. (UNEP). <http://www.cep.unep.org/issues/biodiversity.html>
- Carleton, C., y K.S. Lawrence. 2005. "Economic Valuation of Environmental Resource Services in the Turks and Caicos Islands". Prepared for the Government of the Turks and Caicos Islands by Nautilus Consultants Ltd., Peebles, Reino Unido.
- Carnus, J., J. Parrotta, E. Brockerhoff, M. Arbez, H. Jactel, A. Kremer, et al. 2003. *Planted Forests and Biodiversity* (New Zealand: For delivery at:UNFF Intersessional Experts Meeting on the Role of Planted Forests in Sustainable Ecosystem Management), 24-30.
- Carriazo, F., A.M. Ibáñez y M. García. 2003. *Valoración de los Beneficios Económicos Provistos por el Sistema de Parques Nacionales Naturales: Una Aplicación del Análisis de Transferencia de Beneficios*. Universidad de los Andes, Documento CEDE, 2003-26.
- Cartaya Febres, V. 2007. *Conservación y Bienestar Humano en Venezuela: El Aporte de las Áreas Protegidas*. Síntesis del Informe Final para la Fundación The Nature Conservancy de Venezuela.
- Cartaya Febres, V., y L. Pabón-Zamora. 2009. "The Benefits of National Parks to the Economy and to the People of Venezuela". *Valuing Nature Studies*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Castello, L., J.P. Viana, G. Watkins, M. Pinedo-Vasquez y V.A. Luzadis. 2009. "Lessons from Integrating Fishers of Arapaima in Small-Scale Fisheries Management at the Mamirauá Reserve, Amazon". *Environmental Management* 43: 197-209.
- Castilla J.C., y S. Gelcich. 2008. "The management of the loco (Concholepas concholepas) as a driver for self-governance of small-scale benthic fisheries in Chile", en *Case studies in fisheries self-governance*, editado por R. Townsend, R. Shotton y H. Uchida. Fisheries Technical Paper Nº 504. Roma: FAO.
- Castilla, J.C. 1994. "The Chilean small-scale benthic shellfisheries and the institutionalization of new management practices". *Ecology International Bulletin* 1: 47-63.
- Castilla, J.C., P. Manríquez, J. Alvarado, A. Rosson, C. Pino, C. Espóz, R. Soto, D. Oliva y O. Defeo. 1998. "Artisanal

- Caletas: as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Publicación especial) 125: 407-413.
- Castilla, J.C., S. Gelcich y O. Defeo. 2007. "Successes, Lessons, and Projections from Experience in Marine Benthic Invertebrate Artisanal Fisheries in Chile", en *Fisheries management: progress toward sustainability*, editado por T. McClanahan y J.C. Castilla, 25-42. Blackwell Publishing.
- Castilla, J.C., y M. Fernández. 1998. "Small-scale benthic fishes in Chile: on co-management and sustainable use of benthic invertebrates". *Ecological Applications* 8 (Suppl.): S124-132.
- Castilla, J.C., y O. Defeo. 2001. "Latin-American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices". *Fish Biology and Fisheries* 11: 1-30.
- Castro, Gonzalo. 2003. *Conservation Finance: The Long Road to Sustainability. Vth World Parks Congress: Sustainable Finance Stream*. Durban, Sudáfrica.
- Catarci, C. 2004. "World Markets and Industry of Selected Commercially-Exploited Aquatic Species with an International Conservation Profile". FAO Fisheries Circular No. 990. Roma: FAO. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/006/y5261e/y5261e00.htm>
- Cater, E. 1996. *Ecotourism in the Caribbean: A Sustainable Option for Belize and Dominica? Sustainable Tourism in Islands and Small States: Case Studies*, editado por L. Briguglio, R. Butler, D. Harrison y W.L. Filho, 122-146.
- CATIE. 2008. *An assessment of the forest economy in the Amazon region: current status, trends and potential strategies to mitigate negative impacts and enhance potentially positive aspects for the conservation of the region*. Costa Rica.
- Cazenave, A., y R.S. Nerem. 2004. "Present-day sea level change: observations and causes". *Geophysics* 42: 1-20.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental). 2008. "TLCAN Turismo y Medio Ambiente en México". Presentación al IV North American Symposium on the Assessment of Environmental Impacts of Trade.
- CCT y CINPE. 1995. *Valoración Económico Ecológica del Agua. San José: Centro Científico Tropical and Centro Internacional en Política Económica para el Desarrollo Sostenible*.
- Cedepesca. 1999. *La política de subsidios pesqueros de la Unión Europea, el Acuerdo en materia de pesca marítima entre la UE y la República Argentina y sus consecuencias en la sustentabilidad de las pesquerías del Atlántico Sudoriental, particularmente en la merluza argentina (Merluccius Hubbsi)*.
- Cenamo, M.C., M.N. Pavan, M.T. Campos, A.C. Barros y F. Carvalho. 2009. *Casebook of REDD projects in Latin America*. Manaus, Brazil: The Nature Conservancy e IDESAN, documento de trabajo, v1.0.
- Cerda-D'Amico, R.J., y M. Urbina-Véliz. 2000. "ITQs in Chilean fisheries: the case of the squat lobster (Pleuroncodes monodon)", en *Microbehavior and Macroresults: Proceedings of the Tenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, editado por R.S. Johnson. Corvallis, OR: International Institute of Fisheries Economics and Trade (IIFET).
- Cerdan Cabrera, C.R. 2007. "Conocimiento local sobre servicios ecosistémicos de cafetaleros del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica". Tesis de Maestría. CATIE.
- Cesar, H.S.J., L. Burke y L. Pet-Soede. 2003. "The Economics of Worldwide Coral Reef Destruction". Cesar Environmental Economics Consulting, ICRAN/WWF.
- Cesar, H.S.J., M.C. Öhman, P. Espeut y M. Honkanen. 2000. "An Economic Valuation of Portland Bight, Jamaica: An Integrated Terrestrial and Marine Protected Area". Amsterdam, The Netherlands: Free University, Institute for Environmental Studies, Working paper 00/03.
- Cesar, H.S.J., P. van Beukering, S. Pintz y J. Dierking. 2002. *Economic valuation of the Coral Reefs of Hawaii*. Hawaii Coral Reef Initiative Research Program, Hawaii.
- CESD- INCAE. 2007. "Policy items towards a sustainable cruise tourism in Central America."
- CESD. 2006. "Cruise tourism in Belize: Perceptions of economic, social and environmental Impact. An Economic, Social and Environmental Assessment."
- CFI (Corporación Financiera Internacional). 2004. "Ecolodges: Exploring Opportunities For Sustainable Business". Washington, D.C.: Banco Mundial. <http://www.ifc.org/ifcext/home.nsf/content/ecolodges>

- Chambi, P. 2002. "Valoración Económica de la Captura de Carbono mediante Simulación Aplicado a la zona boscosa del río Inambari y Madre de Dios", en *Valoración Económica de la Diversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú*, editado por M. Glave y R. Pizarro. Lima.
- Chaparro Granados, L.A. 2005. "Multiestrata y Agroforestales, en Fincas Ganaderas Convencionales del Departamento de Santander, Colombia. Viabilidad Financiera de Sistemas Agrosilvopastoriles". Tesis de Maestría. CATIE.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding y I. Lysenko. 2005. "Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets". *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 360 (1454): 443-55.
- Chape, S., S. Blyth, L. Fish, P. Fox y M. Spalding. 2003. *United Nations list of protected areas*. Cambridge, Reino Unido/Gland, Suiza: UNEP-World Conservation Monitoring Centre/IUCN-The World Conservation Union.
- Chapman, B., D. Jackson-Smith y P. Petzelka. 2008. "Comparative institutions and management resilience in Latin American small-scale fisheries". *The Social Sciences Journal* 45: 312-329.
- Cheng, G.W. 1999. "Forest Change: Hydrological Effects in the Upper Yangtze River Valley". *Ambio* 28: 457-459.
- Cheung, W., C. Close, V.W. Lam, R. Watson y D. Pauly. 2008. "Application of macroecological theory to predict effects of climate change on global fisheries potential". *Marine Ecology Progress Series* 365: 187-197.
- Chillo, V., y R.A. Ojeda. 2010. "Pastoreo rotativo en zonas áridas como alternativa productiva sustentable". Estudio de caso. "Final evaluation of the integrated pest management for Andean communities" por Chiri, A., Ccama, F., Fano, H. y W. Dale. Proyecto MIPANDES No. 527-0372. Perú: CARE, 1997. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PDABP793.pdf
- Choe, K., D. Whittington y D. Lauria. 1996. "Economic Benefits of Surface Water Quality Improvements in Developing Countries: A Case Study of Davao, Philippines". *Land Economics* 72 (4): 519-537.
- Chomitz, K. 2007. *At loggerheads? Agricultural expansion, poverty reduction, and environment in the tropical forests. A World Bank Policy Research Report*. Washington, D.C.: The International Bank for Reconstruction and Development/Banco Mundial.
- Chomitz, K., E. Brenes y L. Constantino. 1999. "Financing Environmental Services: The Costa Rican Experience and its Implications". *The Science of the Total Environment* 240: 13.
- Christ,C., O. Hillel, S. Matus y J. Sweeting. 2003. "Biodiversity Mapping Tourism's Global Footprint". PNUMA, Conservation International.
- Christy, F.T. 1996. "The development and management of marine fisheries in Latin America and the Caribbean". Policy Research Paper. Washington, D.C.: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Chuenpagdee, R., L. Liguori, M.L. Palomares y D. Pauly. 2006. "Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches". *Fisheries Centre Research Reports* 14 (8).
- CI (Conservación Internacional). 2006. "From Ship to Shore: Sustainable Stewardship in Cruise Destinations".
- . 2007. *Biodiversity Hotspots*. Consultado en 2009. http://www.biodiversityhotspots.org/xp/hotspots_atlantic_forest/Pages/default.aspx.
- . 2008. *Atlantic Forest Protected Area Initiative Financial Strategy*. Preparado en colaboración con The Nature Conservancy y SOS Mata Atlántica.
- . 2008. "Economic values of coral reefs, mangroves, and seagrasses: a global compilation". Arlington, VA: CABS, Conservation International.
- CIAT (International Center for Tropical Agriculture). 2007. "Feasibility studies sponsored by The Nature Conservancy, Bogotá Water Facility Company, Patrimonio Natural Foundation and National Parks Service of Colombia".
- CIDAC (Center of Research for Development). 2009. "¿Quien gana y quien pierde en el negocio del turismo? El caso Cancún, un acercamiento al modelo de desarrollo turístico de México".
- CIFOR (Center for International Forestry Research). "Forests and Biodiversity. What is biodiversity?" Bogor, Indonesia: CIFOR. http://www.cifor.cgiar.org/Publications/Corporate/FactSheet/forests_biodiversity.htm.
- . 1998. *Annual Report-1998*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- . 2008. *Best Brazil nut practice in Bolivia*. Bogor, Indonesia: CIFOR. www.cifor.cgiar.org/Publications/Corporate/NewsOnline/NewsOnline43/brazil_nut.htm.

- Clark, C.W, G.R. Munro y R. Sumaila. 2005. "Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries". *Journal of Environmental Economics and Management* 50 (1): 47-58.
- Clark, E.H., J.A. Haverkamp y W. Chapman. 1985. "Eroding Soils: The Off-Farm Impacts". Washington, D.C.: The Conservation Foundation.
- Cochrane, K. 2005. "The status of fisheries in the WECAFC Region". Port of Spain, Trinidad y Tobago: FAO. (25-28 de octubre). <ftp://ftp.fao.org/fi/DOCUMENT/wecafc/12thsess/2e.pdf>
- Cochrane, M. 2001. "In the line of fire Understanding the Impacts of Tropical Forest Fires". *Environment*: 1. (1 de octubre).
- Cole, D.C., F. Carpio y L. Nifia. 2000. "Economic burden of illness from pesticide poisoning in highland Mexico". *Rev Panam Salud Pública/Pan Am J Public Health* 8 (3). <http://www.scielosp.org/pdf/rpsp/v8n3/3028.pdf>
- Collen, B., L. McRae, G. Kothari, R. Mellor, O. Daniel, A. Greenwood, R. Amin, S. Holbrook, J. Baillie, S. Goldfinger, J. Kitzes, M. Wackernagel, A. Peller, R. Williams, R. Kalter, R. Hogan y G. Shepherd. 2008. "2010 and Beyond: Rising the Biodiversity Challenge". Gland, Suiza: WWF.
- Commision of the European Communities. 2003. *Forest Law Enforcement, Governance and Trade (FLEGT)*. Bruselas: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Propuesta para un plan de acción de la UE, editado por COM. Bruselas: COM, 2003.
- Conservation Strategy Fund. 2008. *Economic Valuation of Natural Resources of Bolivian Protected Areas*. Academic Series No. 2. La Paz.
- . 2009. *Is Marine Conservation A Good Deal? The Value of a Protected Reef in Belize*. Conservation Policy in Brief, No. 7.
- Contreras-Hermosilla, A. 2000. *The underlying causes of forest decline*. Bogor, Indonesia: CIFOR Occasional Paper No. 30.
- Convention on Biodiversity (CBD). 2008.
- Corbera, E., N. Kosoy y M. Martinez. 2007. "Equity Implications of Marketing Ecosystem Services in Protected Areas and Rural Communities: Case Studies from Meso-America". *Global Environmental Change* 17: 365-380.
- Cordero, M. 1998. "Sistema agroecológico de producción versus sistema de altos insumos agroquímicos en banano para exportación: economía y rentabilidad agrotecnológica". Tesis de Maestría. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Costello, C., Steven D. Gaines y J. Lynham. 2008. "Can catch shares prevent fisheries collapse?" *Science* 321: 1678-1681.
- Cranford, M., M. Trivedi y J. Queiroz. 2010. *Exploring the value of the Amazonian water pump. Case Study for UNDP Regional Report Biodiversity and Ecosystems: Why these are Important for Sustained Growth and Equity in Latin America and Caribbean*.
- Creedy, J., y A.D. Wurzbacher. 2001. "The Economic Value of a Forested Catchment with Timber, Water and Carbon Sequestration Benefits". *Ecological Economics* 38 (1): 71-83.
- CRFM (Caribbean Regional Fisheries Mechanism). n.d. <http://www.caricom-fisheries.com/>.
- Crosson, P. 1995. "Soil Erosion and its On-Farm Productivity Consequences: What Do We Know?" Discussion Paper. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Crowder, L.B., y S.A. Murawski. 1998. "Fisheries bycatch: Implications for management". *Fisheries* 23: 8-17.
- Cruz, W.D., H. Francisco y Z. Conway. 1988. "The On-Site and Downstream Costs of Soil Erosion in the Magat and Pantabangan Watersheds". *Journal of Philippine Development* 15(26): 85-111.
- CSF-UMSA. 2007. "Valoración económica de los servicios recreativos de la Reserva Nacional de Fauna Andina Eduardo Avaroa."
- Csirke, J. 2005. "Southeast Pacific", en *Review of the state of world marine fishery resources*. Fisheries Technical Paper No. 457. Roma: FAO. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/007/y5852e/Y5852E15.pdf>.
- . 2005. "Southwest Atlantic", en *Review of the state of world marine fishery resources*. Fisheries Technical Paper No. 457. Roma: FAO. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/007/y5852e/y5852e06.pdf>.
- Cubbage, F., P. Mac Donagh, J. Sawinski Junior, R. Rubilar, P. Donoso, A. Ferreira *et al.* 2007. "Timber investment returns for selected plantations and native forests in South

- America and the Southern United States". *New Forests* 33: 237-255. (Springer Netherlands).
- Cummins, J. 2006. *Genes from a Wild Plant Solanum Bulbocastanum used to Resist Potato Blight Fungus.* <http://www.gmfreeireland.org/potato/info/JoeCummins.pdf>.
- Current, D., E. Lutz y S. Scherr. 1995. "Costs, Benefits, and Farmer Adoption of Agroforestry. Project Experience in Central America and the Caribbean". Washington, D.C.: The World Bank Environment Paper.
- Current, D., y S.J. Scherr. 1995. "Farmer costs and benefits from agroforestry and farm forestry projects in Central America and the Caribbean: Implications for policy". *Agroforestry Systems* 30: 87-103.
- Dasgupta, S. 2001. "Pesticide use in Brazil in the era of agroindustrialization and globalization". *Environment and Development Economics* 6 (4): 459-482 (Cambridge University Press).
- Dato, C., G. Bambil, G. Cañete, M.L. Villarino y A. Aubone. 2006. "Estimación cuantitativa del descarte en la pesquería de merluza realizado por la flota comercial argentina". *INIDEP Documento Científico* 6: 31-38. Mar del Plata.
- Dato, C., M.F. Vilarino, G. Cañete. 2003. "El descarte en la flota comercial argentina dirigida a la pesquería de merluza, Período 1990-1997", en *Aportes para la evaluación del recurso merluza (Merluccius hubbsi)*, editado por L. Tringali y S. Bezzi. Informe Técnico N° 51. Mar del Plata: INIDEP.
- De Beer, J., and M. McDermott. 1989. *The economic value of non-timber forest products in Southeast Asia*. Amsterdam, Países Bajos: IUCN.
- De Graaff, J. 1996. "The Price of Soil Erosion: An Economic Evaluation of Soil Conservation and Watershed Development". *Tropical Resource Management Papers* 14. Wageningen: Wageningen Agricultural University.
- De Groot, R., M. Wilson y R. Boumans. 2002. "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services". *Ecological Economics* 41: 393-408.
- De Lima, A., A.L. Novaes Keppe, M. Corrêa Alves, R.F. Maule y G. Sparovek. 2008. *Impact of FSC forest certification on agroextractive communities of the state of Acre, Brazil*. Piracicaba: Imaflora.
- De Marco, P., y F. Monteiro. 2004. "Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production". *Biodiversity and Conservation* 13: 1245-1255.
- Dearmont, D., B.A. McCarl y D.A. Tolman. 1998. "Costs of Water Treatment due to Diminished Water Quality: A Case Study in Texas". *Water Resources Research* 34 (4): 849-853.
- Defeo, O., y J.C. Castilla. 1999. "A co-management approach to artisanal fisheries: Chile and Uruguay". Wise Coastal Practices for Sustainable Human Development Forum.
- . 2005. "More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management success in selected artisanal Latin American shellfisheries". *Fish Biology and Fisheries* 0: 1-19.
- Del Lungo, A., Ball, J. y J. Carle. 2006b. "Global planted forests thematic study: results and analysis". Planted Forests and Trees Working Paper No. 38. Roma: FAO.
- Diegues, A.C. 1995. "Povos e Mares: Leituras em sócio-antropología marítima" (Brasil: Universidad de San Pablo/NUPAUB).
- . 2006. "Artisanal fisheries in Brazil". SAMUDRA Monograph, International Collective in support of Fishworkers.
- Dixon, J.A., L. Scura y D. van't Hof. 1993. "Meeting Ecological and Economic Goals: Marine Parks in the Caribbean". *Ambio* 22 (2/3): 117-125.
- Dodds, W., y R. Oakes. 2006. "Controls on Nutrients Across a Prairie Stream Watershed: Land Use and Riparian Cover Effects". *Environmental Management* 37 (5): 634-646.
- Drumm, Andrew, y A. Moore. 2005. *Ecotourism Development A Manual for Planners and Managers: Volume I - An Introduction to Ecotourism Planning*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Drumm, Andrew. 1990. "An Integrated Impact Assessment of Nature Tourism in Ecuador's Amazon Region". Tesis doctoral. School of Environmental Sciences. University of Greenwich.
- . 2004. "Evaluación del Sistema de Cobro Piloto en la Reserva Eduardo Avaroa y recomendaciones para el sistema Boliviano de Áreas Protegidas". Arlington, VA: The Nature Conservancy.

- . 2008. "The Threshold of Sustainability for Protected Areas". *BioScience* 58 (9).
- Duda, A.M. 1985. "Environmental and Economic Damage Caused by Sediment from Agricultural Nonpoint Sources". *Water Resource Bulletin* 21 (2): 225-234.
- Dudley, N., J.M. Kalemani, S. Cohen, S. Stolton, C.V. Barber y S.B. Gidda. 2005. *Towards Effective Protected Area Systems. An Action Guide to Implement the Convention on Biological Diversity Programme of Work on Protected Areas*. Technical Series no. 18. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Dudley, N., S. Mansourian, S. Stolton y S. Suksuwan. 2008. "Safety Net: Protected areas and poverty reduction". Informe de investigación de la serie de WWF y Equilibrium in the Arguments for Protection.
- Dudley, N., y S. Stolton. 2005. "The role of forest protected areas in supplying drinking water to the world's biggest cities", en *The Urban Imperative*, editado por Ted Trzyna. Sacramento, California: California Institute of Public Affairs.
- Duffy, D.C., C. Hays y M.A. Plenge. 1984. "The conservation status of Peruvian seabirds", en *Status and Conservation of the World's Seabirds*, editado por J.P. Croxall, P.G.H. Evans y R.W. Schreiber. Cambridge: International Council for Bird Preservation, pp. 245-259.
- Duisberg, P. 1980. "Erosión y Conservación de Suelos", en *Estudio Ecológico Integral de las Zonas de Afectación del Proyecto Arenal*. San José: Centro Científico Tropical (CCT).
- Dulvy, N.K., S.I. Rogers, S. Jennings, S. Vannessa, S.R. Dye y H.R. Skjoldal. 2008. "Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas". *Journal of Applied Ecology* 45: 1029-1039.
- Dulvy, N.K., Y. Sadovy y J.D. Reynolds. 2003. "Extinction vulnerability in marine populations". *Fish and Fisheries* 4: 25-64.
- Durst, P., P. Mckenzie, C. Brown y S. Appanah. 2006. "Challenges facing certification and eco-labelling of forest products in developing countries". *International Forestry Review* 8 (2): 193-200.
- Dykstra, D., y R. Heinrich. 1996. *FAO model code of forest harvesting practice*. Roma: FAO.
- Earth Economics. 2008. "Análisis Ambiental Económico de la Región de Intag: La minería no tiene sentido".
- Ebeling, J., y M. Yasue. 2008. "Generating carbon finance through avoided deforestation and its potential to create climatic, conservation and human development benefits". *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363, 1917-1924.
- Eberlee, J. 2000. *Assessing the Benefits of Bioprospecting in Latin America*. Canada: IDRC.
- Echeverria, J., M. Hanrahan y R. Solorzano. 1995. "Valuation of Non-Priced Amenities Provided by the Biological Resources Within the Monteverde Could Forest Preserve, Costa Rica". *Ecological Economics* 13:10.
- ECLAC. 2009b. I think this is the reference (if so, must change it in the main document):
- ECLAC-UNDP. 2002. "Financing for sustainable development: Public/private partnerships for environmental investment in Latin America and the Caribbean". International Conference on Financing for Development. Monterrey, México. http://www.eclac.org/dmaah/noticias/proyectos/1/9311/fadm_en.pdf
- EcoAmericas. July 2, 2010. Vol. 12 - No. 901012
- Edgar, Graham J., Stuart A. Banks, Margarita Brandt, et al. 2009. "El Niño, grazers and fisheries interact to greatly elevate extinction risk for Galapagos marine species". *Global Change Biology*.
- Edwards, P.T. 2009. "Sustainable financing for ocean and coastal management in Jamaica: The potential for revenues from tourist user fees". *Marine Policy* 33 (2): 376-385.
- Edwards, S.F. 1988. Option prices for groundwater protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 15 (4): 475-487.
- Elgegren, C. 2009. "Biodiversity and Ecosystems. Why These Are important for Sustained Growth and Equity in Latin America and the Caribbean". Lima, Estudio de Caso de Perú. Inédito.
- Eliasch, J. 2008. *Climate change: Financing Global forests*. Reino Unido: The Eliasch Review Crown.
- EM(MilleniumEcosystemAssessment)(www.millenniumassessment.org/documents/document.276.aspx.pdf).

- _____. <http://www.maweb.org/en/Index.aspx>.
- _____. 2005. <http://www.millenniumassessment.org>.
- _____. 2005a. *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment.* Washington, D.C.: Island Press. Disponible también en <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf>.
- _____. 2005b. Overview. <http://www.maweb.org/en/About.aspx>.
- _____. 2006. *Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Reports.*
- Emerton, L. 2005. "Values and Rewards: Counting and Capturing Ecosystem Water Services for Sustainable Development". IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper No. 1. Colombo: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- _____. 2009. *Investing in Natural Infrastructure: the economic value of Indonesia's marine protected areas & coastal ecosystems.* Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Emerton, L., J. Bishop y L. Thomas. 2006. "Sustainable Financing of Protected Areas: A global review of challenges and options". *Best Practice Protected Area Guidelines Series* 13 (IUCN).
- Enters, T. 1995. "The Economics of Land Degradation and Resources Conservation in Northern Thailand", en *Counting the Costs: Economic Growth and Environmental Change in Thailand*, editado por J. Rigg. Singapur: Institute of Southeast Asian Studies.
- Erskine, P.D., D. Lamb y G. Borschmann. 2005. "Growth performance and management of a mixed rainforest tree plantation". *New Forest* 29.
- Escobar, J., L. Pabón *et al.* 2009. "El Aporte de las Áreas Protegidas a la Economía y la Sociedad Boliviana". Marzo.
- Espinal, Martínez, y Acevedo. 2005. "La Cadena del Arroz en Colombia" Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Observatorio Agrocadenas Colombia. No. 52, 1991-2005.
- Espinosa, M. 2006. "Ohio State Research in Costa Rica Comes Back as Healthier Bananas, Stronger Ties". Consultado el 16 de junio de 2010. <http://www.ohio4h.org/~news/story.php?id=3848>.
- Essington, T.E. 2010 "Ecological indicators display reduced variation in North American catch share fisheries". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107 (2): 754-759.
- Essington, T.E., A.H. Beaudreau y J. Wiedenmann. 2006. "Fishing through marine food webs". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 3171-3175.
- Etherington, T. 2008. *What are non-wood forest products?* Roma: FAO - Forest Products and Industries Division. <http://www.fao.org/forestry/nwfp/6388/en/>, Last updated: Friday, June 27, 2008. Accessed on November 2009.
- Evenson, R.E., y D. Gollin. 1997. "Genetic resources, international organizations, and improvement in rice varieties". *Economic Development and Cultural Change* 34: 471-500.
- Ewel, J.J., y F.E. Putz. 2004. "A place for alien species in ecosystem restoration". *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 354-360.
- Ezcurra, E., O. Aburto-Oropeza, M.A. Carvajal, R. Cudney-Bueno y J. Torre. 2009. "Gulf of California, Mexico", en *Ecosystem-based Management for the Oceans*, editado por K. McLeod y H. Leslie, 227-252. Washington, D.C.: Island Press.
- Fact Sheet: Global Ecotourism. 2000. The International Ecotourism Society.
- Falkland Islands Government. 2008. "Fisheries Department Fisheries Statistics". Volumen 12, (1998-2007). <http://www.fis.com/falklandfish/FisheriesBulletin12.pdf>
- FAO. (series). *Yearbooks of Fishery Statistics Summary Tables: Relative importance of trade in fishery products in 2006.*
- _____. 1992. *Mixed and pure forest plantations in the tropics and sub-tropics.* FAO Forestry Paper 103. Roma: FAO.
- _____. 1996. *Fisheries and aquaculture in Latin America and the Caribbean. Situation and outlook in 1996.* Roma: FAO. <http://www.fao.org/DOCREP/006/W3840E/W3840e01.htm>.
- _____. 1997. "State of the World's Forest, 1997". FAO. <http://www.fao.org/docrep/w4345e/w4345e00.htm>

- . 1998. “The state of the world’s plant genetic resources for food and agriculture”. Roma: FAO.
- . 2000. “Manual on integrated soil management and conservation practices”. FAO y Land Water Bulletin 8.
- . 2001. “Conservation Agriculture Case Studies in Latin America and Africa”. http://www.fao.org/docrep/003/y1730e/y1730e00.htm#P-1_0
- . 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000. Main report*. FAO Forestry Paper No. 140. In *State of the World’s Forests 2009*. Roma: FAO.
- . 2002. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Roma: FAO. <http://www.fao.org/docrep/005/Y7300E/Y7300E00.htm>.
- . 2005. “Eastern Central Pacific”, en *FAO, Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries Technical Paper No. 457, 113-120. Roma: FAO. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/007/y5852e/Y5852E13.pdf>.
- . 2005. *Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries Technical Paper No. 457. Roma: FAO, 2005.
- . 2006a, “Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards Sustainable Ecosystem Management”, en *State of the World’s Forests 2009*. FAO Forestry Paper No. 147. Roma: FAO.
- . 2006b. *Tendencias y Perspectivas del Sector Forestal en América Latina y el Caribe*. Estudio FAO Montes: No. 148.
- . 2007. *Agriculture and Water Scarcity: A programmatic approach to water use efficiency and agricultural productivity*. Committee on Agriculture, Twentieth Session, COAG/2007/7. Roma: FAO.
- . 2007. *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers No. 481. Roma: FAO.
- . 2007. *Review of the state of world marine capture fisheries management: Pacific Ocean*, editado por C. De Young. FAO Fisheries Technical Paper No. 488/1. Roma: FAO.
- . 2008. *Fishery and Aquaculture Country Profiles*. <http://www.fao.org/fishery/countryprofiles/search/en>
- . 2008. *The state of world fisheries and aquaculture*. Roma: FAO. <http://www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm>.
- . 2008. *Yearbooks of Fishery Statistics Summary Tables: Relative importance of trade in fishery products in 2007*.
- . 2009. AQUASTAT database. <http://www.fao.org/nr/aquastat>.
- . 2009. *Fishery and Aquaculture Country Profiles* <http://www.fao.org/fishery/countryprofiles/search/en>.
- . 2009. *Fishstatplus*. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/enFAO FishStatPlus>.
- . 2009. *Low-Income Food-Deficit Countries (LIFDC)* <http://www.fao.org/countryprofiles/lifdc.asp>.
- . 2010. Aquastatistics.
- . 2010. *Global Forest Resources Assessment. Key Findings*. Roma: FAO.
- . 2010. www.fao.org/DOCREP/005/Y4347E/y4347e0h.htm.
- . Sin fecha. *Principles of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries*. See appendix: www.fao.org/docrep/005/v9878e/v9878e00.HTM.
- FAOSTATS. <http://faostat.fao.org>.
- Farah, J. 1994. “Pesticide Policies in Developing Countries: Do They Encourage Excessive Pesticide Use?” Discussion Paper No. 238. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Farihurst, T. 2002. “Effect of fire and biomass removal on the monetary value of nutrient stocks contained in standing biomass”, en *The Economics of Fire Use in Agriculture and Forestry: A Preliminary Review for Indonesia*, editado por A. Gouyon y D. Simorangkir. Bogor, Indonesia: Project Fire Fight South East Asia.
- Farrant, Stephen. 2010. “Going Mainstream”. World Responsible Tourism Day. (julio) <http://www.wtmwrtd.com/page.cfm/link=126>.
- Fayissa, B., Nsiah, C. y B. Tadesse. 2009. “Tourism and Economic Growth in Latin American Countries (LAC): Further Empirical Evidence”. Department of Economics and Finance Working Paper Series.

- Fedler, A., y C. Hayes. 2008. "Economic Impact of Recreational Fishing for Bonefish, Permit and Tarpon in Belize for 2007".
- Férez, J., E. Reis y J. Speranza. "Assessing the Impact of Climate Change on the Brazilian Agricultural Sector". Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA).
- Fernagut, M. 2008. "Illegal logging costs millions", en *Environmental & Poverty Times* 05 (UNEP/GRID-Arendal).
- Ferraro, P. 2007. "Regional Review of Payments for Watershed Services: Sub-Saharan Africa". Working Paper No. 08-07. Blacksburg: Virginia Tech Office of International Research, Education, and Development (OIRED).
- Ferrière, R., U. Dieckmann y D. Couvet, eds. 2004. *Evolutionary conservation biology*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Ferroukhi, L. 2003. *Municipal Forest Management in Latin America*. Costa Rica: CIFOR/IDRC.
- Figueroa, E. 2007. *Estudio Análisis Económico y Estudio de Factibilidad para el Financiamiento del Sistema de Áreas Protegidas*. Informe Final, Estudio del Proyecto PNUD-GEF, "Construyendo un Sistema Nacional de Áreas Protegidas Comprensivo para Chile".
- Filion *et al.* 1994. "The Importance of Wildlife to Canadians: The Economic Significance of Wildlife related Recreational Activities in 1991". Ottawa: Canadian Wildlife Service.
- Fleck, L.C., Amend, M., Painter, L. y J Reid. 2006. "Regional Economic Benefits from Conservation: The Case of Madidi". Technical Series No. 5. Conservation Strategy Fund.
- Fleischer, David Ivan. 2009a. "Conservation and Ecotourism in Brazil and Mexico: The Development Impact". UNDP-International Policy Centre for Inclusive Growth, 1-1. (septiembre).
- . 2009b. "Ecotourism, Sea Turtles and Livelihoods: Adaptation and Resistance to Development and Conservation in Mexico and Brazil". Tesis doctoral. University at Albany, Department of Anthropology in *International Policy Centre for Inclusive Growth*. (septiembre).
- Flint, M.L. 2008. "IPM in practice: principles and Methods of integrated pest management". Publicación 3418. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources.
- Flint, M.L., y R. Molinar. 2003. "Establishing Integrated Pest Management Policies and Programs. A Guide for Public Agencies". Publicación 8093. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources. <http://anrcatalog.ucdavis.edu/pdf/8093.pdf>
- Flores, M., G. Rivero, F. León, G. Chan, *et al.* 2008. *Financial Planning for National Systems of Protected Areas: Guidelines and Early Lessons*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Foer, G. 1991. *Diagnóstico de los recursos costeros de El Salvador*. University of Rhode Island.
- Fogarty, M.J., y S.A. Murawski. 2005. "Do Marine Protected Areas Really Work? Georges Bank experiment offers new insights on age-old questions about closing areas to fishing". *Oceanus Magazine*. Woods Hole Oceanographic Institution. <<http://www.whoi.edu/oceanus/viewArticle.do?id=3782>>, accessed in October 2009.
- FONAFIFO (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal). 2010. <http://www.fonafifo.com/>
- Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C. Undated. "Por una razón de peso: Crónica de un proyecto sustentable en la Sierra de Zapalinamé".
- Fonseca, G., A. Rylands, A. Paglia y R. Mittermeier. 2004. *Atlantic Forest*. In: *Hotspots Revisited*, editado por R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. y C.G. Brooks.
- Forster, D.L., C.P. Bardos y D. Southgate. 1987. "Soil Erosion and Water Treatment Costs". *Journal of Soil and Water Conservation* 42 (1): 349-352.
- Forster, D.L., y G. Abraham. 1985. "Sediment Deposits in Drainage Ditches: A Cropland Externality". *Journal of Soil and Water Conservation* 40 (1): 141-143.
- Fort, R., y R. Ruben. 2008. "The impact of fair trade on banana producers in Northern Peru", en capítulo 2 de *The impact of Fair Trade*, por R. Ruben. Países Bajos: Wageningen Academic Publishers.
- Fox, G., y E. Dickson. 1990. "The Economics of Erosion and Sediment Control in Southwestern Ontario". *Canadian Journal of Agricultural Economics* 38: 23-44.

- Freeman, A.M. 1993. "The Measurement of Environmental and Resource Values". Washington D.C.: Resources for the Future.
- Freon, P., M. Bouchon, C. Mullon, C. Garcia y M. Niquen. 2008. "Interdecadal variability of anchoveta abundance and overcapacity of the fishery in Peru". *Progress in Oceanography* 79: 401-412.
- Frickmann C., V. Mac-Knight, R. Carvalho, R. Simas, J. Mello y E. Pinto. 2007. "Rentabilidade da pecuária e custo de oportunidade privado da conservação no estado do amazonas". Working Paper. Rio de Janeiro: Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- FSC. 2007. *FSC certified forests*. Consultado el 26 de junio de 2007. http://www.fsc.org/keepout/en/content_areas/92/1/files/2007_06_20
- . 2007. *FSC Chain of Custody certificates (July 2007)*. Consultado el 6 de julio de 2007. http://www.fsc.org/keepout/en/content_areas/92/1/files/2007_07_06_FSC_Chain_of_Custody_by_Continent.pdf.
- . 2008. *Forest Stewardship Council FSC's Impact in the Forest - A Literature Review of Independent Research*.
- . 2009. *Number of FSC certifications and area under forest management in LAC*. <http://www.fsc.org>
- Fuentes, M., M. Mezzalama, J.M. Nicol, J. Deckers, J.D. Etchevers y B. Figueroa-Sandoval. 2007. "Infiltration, soil moisture, root rot and nematode populations after 12 years of different tillage, residue and crop rotation managements". *Soil & Tillage Research* 94: 209–219.
- Fundación Vida Silvestre. 2008. "Crisis de la pesca de Merluza Estado de situación, implicancias y propuestas. Documento de Posición". http://www.vidasilvestre.org.ar/descargables/mares_costas/crisis_de_la_pesca_de_merluza_2008.pdf.
- Gallardo Fernández, G. 2008. "Chapter 4: Industrial and artisanal fishing landing in Chile", en *From Seascapes of extinction to seascapes of confidence*, editado por G. Gallardo Fernández, Social Sciences Series. Suecia: Coaction Publishers.
- Gamboa, H., W. Gómez, M. Ibrahim *et al.* 2009. "Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas como una medida para adaptación al cambio climático en América Central". Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Gammage, S. 1997. *Estimating the Returns to Mangrove Conversion: Sustainable Management or Short-Term Gain?* Discussion Paper DP97-02. Londres, Reino Unido: International Institute for Environment and Development (IIED).
- Gandara, G., A.N. Correa Sandoval, y C.A. Hernández Cienfuegos. 2006. "Valoración económica de los servicios ecológicos que prestan los murciélagos Tadarida brasiliensis como controladores de plagas en el norte de México". Documento de trabajo 2006-5. Tecnológico de Monterrey, Escuela de graduados de Administración Pública y Política Pública, Cátedra de Integración Económica y Desarrollo Social.
- García, S.M., y C.H. Newton. 1995. "Current situation, trends and prospects in world capture fisheries", en *Global trends: fisheries management*, editado por E.L. Pikitch, D.D. Huppert y M.P. 3-27. Sissenwine. Seattle, WA: American Fisheries Society.
- García-Negro, M.C., ed. 2003. *Táboas Input-Output Pesca-Conserva Galegas 1999*. Santiago de Compostela: Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia.
- GEF, Earth Fund Platform Identification Form (EPIF), The GEF Earth Fund Trust Fund, February, 2010.
- Geist, H., y E. Lamb. 2002. "Proximate causes and underlying forces of tropical deforestation". *Bioscience* 52 (2): 143-150.
- Gelchu, A., y D. Pauly. 2007. "Growth and distribution of port-based global fishing effort within countries' EEZs from 1970 to 1995". *Fisheries Centre Research Reports* 15 (4).
- Gelcich, S. 2009. "Tiffs and game theory: Potentials for collaboration in Chile". Taller sobre aplicaciones de Teoría del Juego a las pesquerías. Esbjerg, Dinamarca: University of Southern Denmark, 4-6 de junio de 2009.
- Gell, F., y C. Roberts. 2003. "Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves". *Trends in Ecology and Evolution* 18 (9): 448-455.
- George Washington University, Adventure Travel Trade Association y Xola Consulting. 2010. Adventure Travel Market Study.
- Gibbons, D.C. 1986. "The Economic Value of Water". Washington, D.C.: Resources for the Future.

- Girot, P. 2009. *Mainstreaming Climate Change Adaptation into Development: Issues and Challenges*. Presentación preparada por Pascal Girot de UICN para la UNDP LAC Energy and Environment Focal Point Meeting, 13-17 de octubre de 2009.
- Gmelch, George. 2003. "Behind the Smile: the Working Lives of Caribbean Tourism". Bloomington, IN: Indiana University Press.
- Godelman, E. 2004. "Propuesta para el ordenamiento de la pesquería de merluza en Argentina, Cedepeca". <http://www.cedepeca.org.ar>.
- Gómez-Lobo, A., J. Peña-Torres y P. Barría. 2007. "ITQs in Chile: Measuring the Economic Benefits of Reform, Documento de Investigación I-179, Facultad Economía y Negocios". Santiago, Chile: Universidad Alberto Hurtado.
- González, V. 2005. *Estudio sobre la Viabilidad Económica de las Concesiones Forestales – Financiamiento. Estudio de Caso*. Presentación en PowerPoint a nombre de WWF, Oficina de Programa Perú.
- Goodman, J. 2007. "Cut-Flower Industry Relies on Heavy Pesticide Use". Environmental News Network. http://www.enn.com/top_stories/article/6002.
- Goulding, M. 1980. *Fishes and forest*. Los Angeles, CA: University of California Press.
- Govaert, B., K.D. Sayre y J. Deckers. 2006. "A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico". *Soil & Tillage Research* 87: 163-174.
- Govaert, B., K.D. Sayre, B. Goudeseune, P. De Corte, K. Lichter, L. Dendooven y J. Deckers. 2008. "Conservation agriculture as a sustainable option for the central Mexican highlands."
- Govaerts, B., K.D. Sayre, K. Lichter, L. Dendooven y J. Deckers. 2007. "Influence of permanent raised bed planting and residue management on physical and chemical soil quality in rain fed maize/wheat systems". *Plant Soil* 291: 39-54.
- Govaerts, B., M. Fuentes, M. Mezzalama, J.M. Nicol, J. Deckers., J.D. Etchevers, B. Figueroa-Sandoval y K.D. Sayre. 2007. "Infiltration, soil moisture, root rot and nematode populations after 12 years of different tillage, residue and crop rotation managements". *Soil & Tillage Research* 94: 209–219.
- Government of Ecuador. Ministry of Environment, Reforestation in Pedernales, 6.
- Graf-Montero, S., E. Santana-Castellon, L. Martinez-Rivera, S. Garcia-Ruvalcaba y J. Llamas. 2006. "Collaborative Governance for Sustainable water Resources Management: The Experience of the Inter-Municipal Initiative for the Integrated Management of the Ayuquila River Basin, Mexico". *Environment and Urbanization* 18: 297-313.
- Grafton, Q., R. Ragnar Arnason, T. Bjørndal, D. Campbell, H.F. Campbell, C.W. Clark, R. Connor, D.P. Dupont, R. Hannesson, R. Hilborn, J.E. Kirkley, T. Kompas, D.E. Lane, G.R. Munro, S. Pascoe, D. Squires, S.I. Steinshamn, B.R. Turris y Q. Weninger. 2006. "Incentive-based approaches to sustainable fisheries". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 63 (3): 699-710.
- Gram, S., L.K. Kvist y C. Armando. 2001. "The Economic Importance of Products Extracted from Amazonian Flood Plain Forests". *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30 (6): 365–368.
- Green, E., y R. Donnelly. 2003. "Recreational Scuba Diving In Caribbean Marine Protected Areas: Do The Users Pay?" *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32 (2): 140-144.
- Greenpeace. 2006. "Analysis of Amazon deforestation based on IBGE data". <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/default.shtml>.
- Gregersen, H.M., K.N. Brooks, J.A. Dixon y L.S. Hamilton. 1987. "Guidelines for Economic Appraisal of Watershed Management Projects". *FAO Conservation Guide*. Roma: FAO.
- Grieg-Gran, M. 2000. "Fiscal Incentives for Biodiversity Conservation: The ICMS Ecológico in Brazil". Documento de discusión, Environmental Economics Programme. Londres: International Institute for Environment and Development en colaboración con World Wildlife Fund, Brasil.
- Grieg-Gran, M., I. Porras y S. Wunder. 2005. "How Can Market Mechanisms for Forest Environmental Services Help the Poor? Preliminary Lessons from Latin America". *World Development* 33 (9): 1511-1527.
- Guariguata, M.R., C.G. Fernández, R. Nasi, D. Sheil, C.H. Jáuregui, P. Cronkleton, O. Ndoye y V. Ingram. 2009. "Hacia un manejo múltiple en bosques tropicales: Consideraciones sobre la compatibilidad del manejo de

- madera y productos forestales no maderables". Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Guatemala Environmental Accounts System IARNA/URL. 2007. *Elementos esenciales para la compilación del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada de Guatemala*. Guatemala.
- Guerreiro Barbosa, L., y A. Gomes Lages. 2007. "Pobreza, agricultura e meio ambiente: o sistema produtivo orgânico como uma alternativa a melhoria das condições sócio-econômica e ambiental dos agricultores familiares no semi-árido nordestino – o caso de alagoas". http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vii_en/mesa5/trabalhos/pobreza_agricultura_e_meio_ambiente.pdf
- Guertin, C. E. 2003. "Illegal Logging and Illegal Activities in the Forestry Sector: Overview and Possible Issues for the UNECE Timber Committee and FAO European Forestry Commission". Documento presentado como base para una presentación de expertos en la UNECE Timber Committee Market Discussions. Ginebra, Suiza, 7-8 de octubre de 2003.
- Guinotte, J. M., y V. J. Fabry. 2008. "Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems". *Year in Ecology and Conservation Biology* 2008: 320-342.
- Gunatilake, H.M., y C. Gopalakrishnan. 1999. "The Economics of Reservoir Sedimentation: A Case Study of Mahaweli Reservoirs in Sri Lanka". *Water Resources Development* 15 (4): 511-526.
- Guo, Z., X. Xiao, Y. Gan y Y. Zheng. 2001. "Ecosystem Functions, Services and their Values - a Case Study in Xingshan County of China". *Ecological Economics* 38: 141-154.
- Gustavson, K.R. 1998. "Values Associated with the Use of the Montego Bay Marine Park". World Bank Research Committee, Project #RPO 681-05. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Gutierrez N, R. Hilborn y O. Defeo. En revisión. "What makes fisheries co-management successful: a global review."
- Gutman, P. 2002. "Putting a Price Tag on Conservation: Cost-Benefit Analysis of Venezuela's National Parks". *Journal of Latin American Studies* 34: 43-70. Cambridge University Press.
- Guzman, J.R., y C.M. Zarate. 2010. "El Caso de la Asociación de Desarrollo Comunal Mujeres de Barra de Santiago, Jujutla, El Salvador". GEF SGP El Salvador.
- Haggar, J., M. Barrios, M. Merlo, R. Mungia et al. 2009. "Shade-Productivity interactions in coffee agroforestry trials in Costa Rica and Nicaragua", en *Modeling Agroforestry Systems*, editado por Bruno Rapidel, Olivier Rouspard y Muriel Navarro. Workshop Proceedings. Turrialba: CATIE, febrero de 2008.
- Haggar, J., M. Sosa, B. Diaz, G. Hernandez, J.A. Contreras y C. Uc. 2004. "Adaptation of Agroforestry Systems in South-Eastern Mexico through Integration of Farmer and Bioeconomic Evaluations". *International Journal of Agricultural Sustainability* 2 (3): 154-166.
- Hall, S.J., y B.M. Mainprize. 2005. "Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better?" *Fish and Fisheries* 6: 134-155.
- Halpern, B., R. Warner. 2003. "Matching marine reserve design to reserve objectives". *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 1871-1878.
- Hamilton, K., M. Sjardin, A. Shapiro y T. Marcello. 2009. *Fortifying the Foundation. State of the Voluntary Carbon Markets*. Washington D.C.: Ecosystems Marketplace and New Carbon Finance.
- Hannesson, R. 2007. "Geographical distribution of fish catches and temperature variations in the Northeast Atlantic since 1945". *Marine Policy* 31 (1): 32-39.
- Hargreaves-Allen, Venetia. 2009. "Is marine conservation a good deal? The value of a protected reef in Belize". Conservation Strategies Fund.
- Hargreaves-Allen, Venetia. 2009. "The economic value of the Gladden Spit and Silk Cayes Marine Reserve, a coral reef marine protected areas in Belize". Resumen Ejecutivo. Sebastopol, CA: Conservation Strategy Fund.
- Hartley, M. 2002. "Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests". *Forest Ecology and Management* 155: 81–95.
- Harvey, C., F. Alpizar, M. Chacón y R. Madrigal. 2005. "Assessing linkages between agriculture and biodiversity in Central America: Historical Overview and Future Perspectives". Región de Mesoamérica y el Caribe, Programa de Ciencias de la Conservación. San José, Costa Rica: The Nature Conservancy.

- Harvey, C.A., O. Lomar, R. Chazdon, B.G. Ferguson, B. Finegan, D.M. Griffith, M. Martinez-Ramos, H. Morales, R. Nig, L. Soto, M. Van Breugel y M. Wishine. 2008. "Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot". *Conservation Biology* 22 (1): 8-15.
- Hasenclever, L., K.E. Santos, A. Copatti, E. Theodoro, M.T. Deon Sette y C.E. Young. 2002. "Aspectos Econômicos da Exploração dos Recursos Pesqueiros no Pantanal. Conservation Strategy Fund Publications". Report www.cpap.embrapa.br/pesca/download.php?arq_pdf=PESCA2002_Hasenclever1
- Hasler, B., y T. Lundhede. 2005. "Are Agricultural Measures for Groundwater Protection Beneficial when Compared to Purification of Polluted Groundwater?" Documento presentado en la Conferencia de la European Association of Agricultural Economists sobre el Future of Rural Europe in the Global Agri-Food System. Copenhagen, Dinamarca: European Association of Agricultural Economists.
- Hatzios, M., y C. de Haan. 2006. "Pesca", en: *Perú: La oportunidad de un país diferente*, editado por M. Giugale, V. Fretes-Cibils y J. Newton, 427-444. Lima: Banco Mundial.
- Hawkins, J.P., C.M. Roberts y V. Clark. 2000. "The threatened status of restricted range coral reef fish species". *Animal Conservation* 3: 81-88.
- Hayward, J. 2010. Comunicación personal. Rainforest Alliance.
- Hearne, R.R. 1996. "A Review of Economic Appraisal of Environmental Goods and Services: With a Focus on Developing Countries". Environmental Economics Programme Discussion Paper. Londres: International Institute for Environment and Development.
- Hecht, S. 2008. "The Logic of Livestock and Deforestation in Amazonia". *BioScience* 43 (10): 687-695. Publicado por la University of California Press en nombre de la American Institute of Biological Sciences, Nov. 1993.
- Henao, J., y C. Baanante. 1999. "Estimating Rates of Nutrient Depletion in Soils of Agricultural Lands of Africa". IFDC Technical Bulletin T-48. Alabama: IFDC, Muscle Shoals.
- Hernández, C., G. Espino y D. Bemonte. 2000. "Impact of logging on a mangrove swamp in South Mexico: Cost/benefit analysis" (Méjico). <http://www.articlearchives.com/environment-natural-resources/ecology-environmental/939935-1.html>.
- Hernández, C., y S. Witter. 1996. "Evaluating and managing the environmental impact of banana production in Costa Rica: a systems approach". *Ambio* 25 (3): 171-178.
- Hernández, O., y E. Pineda. 2009. *IV Informe Nacional de Cumplimiento del Convenio sobre Diversidad Biológica*. Guatemala: CONAP.
- Hexagon Consultores. 2007. *Bosques y Constitución: Elementos de Economía Política para un Contrato Social Forestal*. Documento de Trabajo No. 33. Quito, Ecuador.
- Hidro Intag. 2009. "Hydroelectric Generation System in the Intag River Basin for the Conservation of Water Sources and for Local Development, Cotacachi, Imbabura, Ecuador".
- Hilborn, R. 2004. "Ecosystem-based fisheries management: the carrot or the stick". *Marine Ecology Progress Series* 274: 275-278.
- . 2007a. "Defining success in fisheries and conflicts in objectives". *Marine Policy* 31 (4): 455-482.
- . 2007b. "Reinterpreting the state of fisheries and their management". *Ecosystems* 10: 1362-1369.
- Hilborn, R., J.M. Orensanz y A. Parma. 2005. "Institutions, incentives and the future of fisheries". *Philosophical Transactions of the Royal Society* 360: 47-57.
- Hilborn, R., K. Stokesb, J.J. Maguire, T. Smith, L.W. Botsford, M. Mangel, J. Orensanz, A. Parma, J. Rice, J. Bell, K.L. Cochrane, S. Garcia, S.J. Hall, G.P. Kirkwood, K. Sainsbury, G. Stefansson y C. Walters. 2004. "When can marine reserves improve fisheries management?" *Ocean and Coastal Management* 47 (3-4): 197-205.
- Hilborn, R., T. Branco, B. Ernst, A. Magnusson, C.V. Minte-Vera, M.D. Scheuerell y J.L. Valero. 2003. "State of the world's fisheries". *Annual Review of Environment and Resources* 28: 359-399.
- Hilborn, R., y C. Walters. 1992. "Quantitative fisheries stock assessment, Choice, dynamics and uncertainty". Nueva York: Chapman and Hall.
- Hill, D.B. 1998. "Pollination and Honey Production in the Forest and Agroforest". Documento presentado en la North American Conference On Enterprise Development

- Through Agroforestry: Farming the Agroforest for Specialty Products. Minneapolis, MN, 4-7 de octubre.
- Hobday A.J., y M.J. Tegner. 2000. "Status review of white abalone (*Haliotis sorenseni*) throughout its range in California and Mexico". Washington D.C.: U.S. Department of Commerce-NOAA.
- Hodgson, G., y J.A. Dixon. 1988. "Logging Versus Fisheries and Tourism in Palawan: An Environmental and Economic Analysis". Occasional Paper. Honolulu: East-West Center.
- Hoegh-Guldberg, O., et al. 2007. "Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification". *Science* 318: 1737-1742.
- Holling, C.S. 1973. "Resilience and stability of ecosystems". *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 1-23.
- Holmes, T. P., F. Boltz y D.R. Carter. 2001. *Financial Indicators of Reduced Impact Logging Performance in Brazil: Case Study Comparisons*. Kuchmg, Sarawak, Malaysia.
- Holmes, T.P. 1988. "The Offsite Impact of Soil Erosion on the Water Treatment Industry". *Land Economics* 64 (4): 356-366.
- Honey, Martha. Junio de 2010. Directora Ejecutiva, Center for Responsible Tourism. Comunicación personal.
- Howard, D. 2009. *Climate Change and Disaster Risk Reduction in Caribbean Small Island Developing States*. 45 ISOCARP Congress 2009.
- Hoyt, E., G. y Hvenegaard. 2002; "A Review of Whale-Watching and Whaling with Application for the Caribbean". *Coastal Management* 30: 381-299.
- Huberman, D., L. Peskett, E. Bowen-Jones, G. Eduwards y J. Brown. 2008. "Making REDD work for the poor". Preparado para la Poverty Environment Partnership.
- Hughell, D., y R. Butterfield. 2008. "FSC Certification shown to reduce deforestation and wildfires in Guatemala's Maya Biosphere reserve, Guatemala", en *Integrating biodiversity into business strategies: the biodiversity accounting framework*. Rainforest Alliance.
- Hughes, T.P. 1994. "Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef". *Science* 265: 1547-1551.
- Ibrahim, M., F. Casasola, C. Villanueva, E. Murgueitio, E. Ramirez, J. Sáenz y C. Sepúlveda. In press. "Payment for Environmental Services as a Tool to Encourage the Adoption of Silvo-Pastoral Systems and Restoration of Agricultural Landscapes Dominated by Cattle in Latin America". Forthcoming in *Journal of Sustainable Forestry*.
- ICEM (The International Centre for Environmental Management). 2003. *Agriculture, biodiversity conservation and protected areas. In Lessons From Global Experience: Review of protected areas and development in the four countries of the Lower Mekong River Region*. Indooroopilly, Queensland, Australia: The International Centre for Environmental Management.
- IHG. 2009. "IHG to reduce environmental impact". Comunicado de prensa. 29 de enero. <http://www.ihgplc.com/index.asp?PageID=116&NewsID=2202>
- IICA (Instituto Interamericano de Cooperación para el Agricultura). 2008. *Indicadores socioeconómicos y sectoriales: Agricultura y Seguridad Alimentaria*. COMUNIICA, Edición Especial.
- IIED. 2010. Watershed Markets 2010 [cited 2010]. www.watershedmarkets.org.
- ILMB (British Columbia). 2001. "Global And Provincial Tourism Trends", en *Williams Lake Forest District Tourism Opportunities Study* (Final Report – April). http://archive.ilmb.gov.bc.ca/cis/initiatives/tourism/tos/williams/Chapter4_Global_and_Provincial_Tourism_Trends.pdf.
- ILO. 2008. Labour Survey for Wholesale & Retail Trade and Restaurants and Hotels.
- Imaflora. 2008. "Impact of Sustainable Agriculture Network (SAN) certification on coffee farms. Case study of the southern region and cerrado areas of the State of Minas Gerais, Brazil". http://www.imaflora.org/arquivos/Avaliacao_impacto_cafe_EN.pdf.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2009. Agricultural Census. <http://www.ibge.gov.br/>
- Instituto Costarricense de Turismo. 1996. "Plan Nacional de Desarrollo Turístico de Costa Rica 2002 - 2012: Actualización 2006".
- Integrated Land Management Bureau. Global and Provincial Tourism Trends. British Colombia.
- Intercarib S.A., y Nathan Associates. 1996. "Manejo Ambiental, Aspectos Institucionales, Económicos y Financieros:

- Volumen 2 de 2, Estudios Sectoriales". (Panamá: Intercarib S.A. y Nathan Associates, Inc).
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 1995. "The Regional Impacts of Climate Change". <http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/regional/253.htm#box9-3>.
- . 2007. *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido, and New York, NY: Cambridge University Press.
- . 2007. *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Irusta, G., Bezzi, S., Simonazzi y R.M. Castrucci. 2001. "Los desembarques argentinos de merluza (*Merluccius hubbsi*) entre 1987 y 1997". INIDEP Informe Técnico 42. Mar del Plata.
- ITTO (International Tropical Timber Organization). 2005. *Status of Tropical Forest Management*. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- . 2006. *Status of tropical forest management 2005*. Technical series no. 24. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- . 2007. *Community-Based Forest Enterprises. Their status and potential in developing countries*. Technical Series 28. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- . 2008. *Developing forest certification: towards increasing comparability and acceptance of forest certification systems worldwide*. Technical Series No. 29. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- . 2009. *Encouraging Industrial Forest Plantations in the Tropics*. Technical Series 33. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- ITTO/IUCN. 2009a. "ITTO/IUCN Guidelines for the conservation and sustainable use of biodiversity in tropical timber production forests". ITTO Policy Development Series No 17.
- ITTO/IUCN. 2009b. *Guidelines for the conservation and sustainable uses of biodiversity in tropical timber production forests*. ITTO Policy Development Series No 17.
- . 2009c. *production forests*. ITTO Policy Development Series No. 17.
- Jablonski, S. 2007. "The Brazilian sardine. Is there any room for modelling?" *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2 (2): 86-93.
- Jackson, J.B.C., et al. 2001. "Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems". *Science* 293: 629-638.
- Jacobi, P. 2004. "The Challenges of Multi-Stakeholder Management in the Watersheds of São Paulo". *Environment and Urbanization* 16: 199-212.
- Janér, A. 2010. The National Parks of Brazil. Instituto EcoBrasil.
- Jaramillo, Lorena. 2010 (de próxima publicación). *Biotrade Potential for Growth and Sustainability*. UNCTAD.
- Jaureguizar, A., y A. Milessi. 2008. "Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone". *Scientia Marina* 72 (1): 25-36.
- Jennings, S., y N.P. Polunin. 1996. "Impacts of fishing on tropical reef ecosystems". *Ambio* 25: 44-49.
- Johnson, N., A. White y D. Perrot-Maitre. 2001. *Developing Markets for Water Services from Forests: Issues and Lessons for Innovators*. Washington, D.C.: Forest Trends, World Resources Institute, The Katoomba Group.
- Johnson, N.L., y M.E. Baltodano. 2004. "The economics of community watershed management: some evidence from Nicaragua". *Ecological Economics* 49 (1): 57-71.
- Jopia, C.T., and R.S. Yazigi. 2009. *1st Report: Project 63162: Towards Ecosystem Management of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem*. UNDP.
- Jose, S. 2009. "Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview". *Agroforestry System* 76 (1): 1-10.
- Kaimowitz, D., B. Mertens, S. Wunder y P. Pacheco. 2004. "Hamburger Connection Fuels Amazon Destruction Cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon". Center for International Forestry Research. http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/media/Amazon.pdf
- Kaimowitz, D., y A. Angelsen. 1998. *Economic models of tropical deforestation: A review*. Bogor, Indonesia: CIFOR.

- Kaiser, M.J., y S. Jennings. 2001. "An ecosystem perspective on conserving targeted and non-targeted species", en *Conservation of Exploited Species*, editado por J. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford y J.G. Robinson. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Kanninen, M., D. Murdiyarso, F. Seymour, A. Angelsen, S. Wunder y L. German. 2007. *Do trees grow on money? The implication of deforestation research for policies to promote REDD*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kaufmann, D., A. Kraay y M. Mastruzzi. 2005. *Governance matters IV: governance indicators for 1996–2004*. Washington D.C.: Instituto del Banco Mundial.
- Kees, van D., y H. Savenije. 2008. "Hacia estrategias nacionales de financiamiento para el manejo forestal sostenible en América Latina: Síntesis del estado actual y experiencias de algunos países". Documento de Trabajo sobre Política e Instituciones No. 21. Roma: FAO.
- Kelleher, K. 2005. "Discards in the world's marine fisheries. An update". FAO Fisheries Technical Paper No. 470. Roma: FAO.
- Kerr, J. 2002. "Watershed development, environmental services, and poverty alleviation in India". *World Development* 30 (8): 1387-1400.
- Khan, A.S., U.R. Sumaila, R. Watson, G. Munro y D. Pauly. 2006. "The nature and magnitude of global non-fuel fisheries subsidies", en *Catching more bait: a bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies*, editado por U.R. Sumaila y D. Pauly. *Fisheries Centre Research Reports* 14 (6): 5-37.
- Kilian, B., L. Pratt, C. Jones y A. Villalobos. 2004. "Can the Private Sector be Competitive and Contribute to Development through Sustainable Agricultural Business? A Case Study of Coffee in Latin America". *International Food and Agribusiness Management Review* 7 (3).
- Kim, I.H. 1984. "An Economic Analysis of Watershed Practices: Impact of Grazing on Watershed (Erosion, Sedimentation, Valuation)". Tesis doctoral. Utah State University.
- Kimpton Hotels 2010 <http://www.kimptonhotels.com/programs/earthcare.aspx>
- Klein, A.M., I. Steffan-Dewenter y T. Tscharntke. 2003. "Pollination of Coffea canephora in relation to local and regional agroforestry management". *Journal of Applied Ecology* 40: 837-845.
- Klein, A.M., Regetz, J. y T. Ricketts. 2007. "Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land use change". *Ecol Letters* 10 (4): 299-314.
- Knowlton, N., y J.B. Jackson. 2008. "Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs". *PLoS Biology* 6: e54.
- Kopp, R.J., y V.K. Smith, eds. 1993. *Valuing Natural Assets: The Economics of Natural Resource Damage Assessment*. Washington D.C.: Resources for the Future.
- Kosoy, N. et al. 2007. "Payments for Environmental Services in Watersheds: Insights from a Comparative Study of Three Cases in Central America". *Ecological Economics* 61 (2-3): 446-455.
- La Prensa de Honduras. 2010. "Inversión de 150 millones de dólares en Roatan". (10 de febrero de 2010).
- Laird, S.A., R. Wynberg y R.J. McLain. 2009. *Wild Product Governance: laws and policies for sustainable and equitable non-timber forest product use*. Centre for International Forestry Research, People and Plants International.
- Lamb, D. 1998. "Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations". *Restoration Ecology* 6.
- Lamb, D., P.D. Erskine y J.A. Parrotta. December 2005. "Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes". *Science* 310 (5754): 1628-1632.
- Lambert, J., J. Srivastava y N. Vietmeyer. 1997. "Medicinal Plants: Rescuing a Global Heritage". Washington D.C.: Banco Mundial.
- Landell-Mills, N., y I. Porras, I. 2002. "Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor". Londres, Reino Unido: International Institute for Environment and Development.
- Lant, C.L., y J.B. Mullens. 1991. "Lake and River Quality for Recreation Management and Contingent Valuation". *Water Resources Bulletin* 27 (3): 453-460.
- Lauer, W. 1989. "Climate and weather", en *Tropical Rain Forest Ecosystems*, editado por H. Lieth and M.J.A. Werger. *Ecosystems of the World* 14B. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.

- Lebedys, A. 2008. "Contribution of the forestry sector to national economies 1990–2006", en *State of the World's Forests 2009*. Roma: FAO.
- Lechuga Perezanta, Claudia. 2009. "Zapalinamé: Connecting Cities and Watersheds in Mexico". *Ecosystems Marketplace*. (5 de febrero).
- Ledesma, H.R. 1996. "Effects of Reservoir Sedimentation and the Economics of Watershed Management: Case Study of Aguacate Dam, Dominican Republic". Tesis doctoral. University of Florida.
- Leisher, C., van Beukering, P. y L. Scherl. 2008. "Nature's Investment Bank – How Marine Protected Areas Contribute to Poverty Reduction". Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Lele, U., V. Viana, A. Verissimo et al. 2002. *Forests in the Balance: Challenges of Conservation with Development*. Washington, D.C.: Banco Mundial. www.worldbank.org/html/oed.
- Lentini, M., D. Pereira, D. Celentano y R. Pereira. 2005. "Fatos Florestais da Amazônia". *Imazon*.
- León Morales, F. 2007. *El Aporte de las Áreas Naturales Protegidas a la Economía Nacional* Lima: Instituto Nacional de Recursos Naturales.
- León, F., et al. 2009. "Valoración Económica del Turismo en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado: Un estudio de caso en cuatro áreas naturales protegidas del Perú". Lima: Ministerio del Ambiente, The Nature Conservancy.
- Leon, R. 2006. "Experiencia en el proceso de comercialización de productos maderables – FORESCOM, Petén, Guatemala. Turrialba, Costa Rica". Documento presentado en la conferencia internacional "Small and medium forest enterprise development for poverty reduction: opportunities and challenges in globalizing markets". Mayo de 2006. CATIE.
- Lewison R.L., S.A. Freeman y L.B. Crowder. 2004. "Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles". *Ecol. Lett.* 7: 221–231.
- Lindberg, K., J. Enriquez y K. Sproule 1996. "Ecotourism Questioned: Case Studies from Belize". *Annals of Tourism Research* 23 (3): 543-562.
- Lindberg, K., y J. Enriquez. 1994. *An Analysis of Ecotourism's Economic Contribution to Conservation and Development in Belize*. Volumen 2: Comprehensive Report. Preparado para World Wildlife Fund (Estados Unidos) y el Ministry of Tourism and the Environment.
- Lise, W. y R.S.J. Tol. 2002 "Impact of Climate on Tourist Demand". *Climatic Change* 55: 429-449.
- Liu, Y., y R. Sumaila. 2008. "Can farmed salmon production keep growing?" *Marine Policy* 32 (3): 97-101.
- Lockwood, M. et al. 2006. *Managing Protected Areas, A Global Guide*.
- López, María Dolores. 2007. "Turismo sin Desarrollo: Los intereses creados como amenaza al sector turístico de la República Dominicana". Oxfam.
- Lopez, R. G. 2006. *Impactos Del Programa De Incentivos Forestales –Pinfor-Inaben Los Cuchumatanes*. (ASOCUCH).
- Losey, J., y M. Vaughan. 2006. "The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects". *BioScience* 56 (4): 311-323.
- Low-Pfeng, A., H. de la Cueva y R. Enríquez. 2005. "Cuánto vale el tiburón ballena? Su papel en la industria del ecoturismo en la bahía de los Ángeles, Baja California". Documento presentado en el II Congreso Latinoamericano y del Caribe de Economistas Ambientales y Recursos Naturales. Oaxaca, México, 18-20 de marzo de 2005.
- Lusk, J.L., T. Nilsson y K. Foster. 2007. "Public Preferences and Private Choices: Effect of Altruism and Free Riding on Demand for Environmentally Certified Pork". *Environmental & Resource Economics* 36: 499-521.
- Lutchman, et al. 2005. "Marine protected areas: Benefits and costs for islands". ICRAN, TNC, WCPA, WWF, 2005.
- Lutz, E., S. Pagiola y C. Reiche, editors. 1994a. "Economic and institutional analysis of the soil conservation projects in Central America and the Caribbean". Washington D.C.: World Bank Development paper No. 8.
- Lutz, E., S. Pagiola y C. Reiche. 1994b. "The Costs and Benefits of Soil Conservation: The Farmers' Viewpoint". *The World Bank Research Observer* 9 (2): 273 -295.

- Maas, R., y C. Cabrera. 2008. *Evaluación de las concesiones forestales en la Reserva de Biosfera Maya, Petén, Guatemala*. USAID.
- Macfadyen, G., y E. Corcoran. 2002. "Literature Review of Studies on Poverty in Fishing Communities and of Lessons Learned in Using the Sustainable Livelihoods Approach in Poverty Alleviation Strategies and Projects". FAO Fisheries Circular No. 979. Roma: FAO.
- Mackensen, J., y H. Folster. 1999. *Tropical Forest Research Study on Sustainable Nutrient Supply in Fast Growing Plantations. Ecological and Economic Implications in East Kalimantan*. Indonesia.
- MacKerron, C. 1993. "Business in the Rain Forest: Corporations, Deforestation and Sustainability". Washington D.C.: Investor Responsibility Center.
- Madsen, B., Carroll, N. y K. Moore Brands. 2010. *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. <http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>.
- Magrath, W., y P. Arens. 1989. "The Costs of Soil Erosion on Java: A Natural Resource Accounting Approach". Environment Department Working Paper. Washington D.C.: Banco Mundial.
- Mahar, D. 1988. *Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region*. Environment Department Working Paper No.7. Washington D.C.: Banco Mundial.
- Malca, G. 2002. *Estimación de la Capacidad de Captura de CO₂ en Bosques Secundarios del Trópico Amazónico como Indicador de Valoración Económica*, Loreto, Perú, editado por M. Glave y R. Pizarro.
- Manez Costa, M., y M. Zeller. 2005. "Calculating Incentives for Watershed Protection: A Case Study in Guatemala". Gottingen: Institute of Rural Development, Georg-August University of Gottingen.
- Marchamal, M. 2004. "Ordenación del territorio para la producción de servicios ambientales hídricos. Aplicación a la cuenca del río Birris (Costa Rica)". Ph.D. diss. Universidad Politécnica de Madrid.
- Marine Protected Areas 9(1). 2007, <http://depts.washington.edu/mpanews/MPA87.pdf>
- Marine Stewardship Council (MSC). 2009. "Net Benefits: The first ten years of MSC certified sustainable fisheries 2009". <http://www.msc.org/healthy-oceans/our-solution/net-benefits>.
- Martinet, A. 2006. *Diagnóstico AgroSocioEconómico de la microcuenca del Río Cristópampa*. Imbabura, Ecuador; Montpellier: Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques (Montpellier Sup Agro).
- Martinez, M. L., Perez-Maqueo, O., Vazquez, G., Castillo-Campos, G., Garcia-Franco, J., Mehltreter, K., Equihua, M. y L. Landgrave. 2009. "Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical mountain cloud forests of Mexico". *Forest Ecology and Management*.
- Martinez, M., et al. 2009. "Effects of Land Use Change on Biodiversity and Ecosystem Services In Tropical Montane Cloud Forests of Mexico". *Forest Ecology and Management* 258: 1856-1863.
- Mason, M. 2010. "Sustainable Biodiversity Management, Ecosystem Services and Economic Growth". University of the West Indies Institute for Sustainable Development.
- May, P.H., da Vinha, V.G. y D.J. Macqueen. 2003. *Small and Medium Forest Enterprises in Brazil*. Londres, Reino Unido: Grupo de Economia do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Rio de Janeiro and IIED).
- McClanahan, T., Castilla, J.C., White, A. y O. Defeo. 2009. "Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems". *Rev Fish Biol Fisher* 19: 33-47.
- McClelland, L. 2004. "Bioprospecting: Market-based solutions to Biopiracy". *UCLA Journal of Law and Technology*, notes 8.
- McConnell, K. 1983. "An Economic Model of Soil Conservation". *American Journal of Agricultural Economics* 65 (1): 83-89.
- McCracken, C. 1998. "The Impacts of Banana Plantation Development in Central America". <http://www.villatoucan.com/villatoucan/banana.pdf>.
- McKinsey & Company. 2008. "A Cost Curve for Greenhouse Gas Reduction". *McKinsey Quarterly* 2007 Number 1 in *Creating incentives to avoid deforestation*. Republic of Guyana Office of the President.

- McLeod, K., y H. Leslie, ed. 2009. *Ecosystem-based Management for the Oceans*. Washington D.C.: Island Press.
- Medaglia, J. 2007. "Bioprocessing partnerships in practice: A decade of experiences at INBio in Costa Rica", en *Accessing and sharing the benefits of the Genomics Revolution*, editado por W.B. Peter y C.B. Onwuekwe.
- Medel, C. 2009. "Efectos del calentamiento global sobre la industria pesquera". Documento de trabajo No. 534. Banco Central de Chile.
- Meijerink, G., y P. Roza. 2007. "The role of agriculture in economic development". Markets, Chains and Sustainable Development Strategy & Policy Paper 4. Wageningen University.
- Melo, C.J. 2004. "Empirical assessment of eco-certification schemes in Ecuadorian banana production". Tesis de Maestría. Cornell University.
- Melo, C.J., y S.A. Wolf. 2007. "Ecocertification of Ecuadorian bananas: Prospects for progressive North-South linkages". *St Comp Int Dev* 42: 256-278.
- Melvin, E.F., J. K. Parrish y L.L. Conquest. 1999. "Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries". *Conservation Biology* 13: 1386-1397.
- Mertens, B., R. Poccard-Chapuis, M. Piketty, A. Lacques y A. Venturieri. 2002. "Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: the case of São Félix do Xingú in South Pará". *Agricultural Economics* 27: 269-294.
- Meyer, D. 2006. "Caribbean tourism, local sourcing and enterprise development: Review of the literature". Centre for Tourism and Cultural Change, PPT Working Paper No. 18. Sheffield Hallam University.
- Meyer, S. 2009. "Working with Landowners to Provide Ecosystem Services: Costa Rica's Groundbreaking Experiment", en *Conservation Capital in the Americas: Exemplary Conservation Finance Initiatives*, editado por James N. Levitt. Cambridge, Mass.: Lincoln Institute of Land Policy.
- Millessi, A.C., H. Arancibia, S. Neira y O. Defeo. 2005. "The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001". *Fisheries Research* 74: 223-231.
- Ministerio de Ambiente. Sin fecha. "Valoración Económica del Turismo en el Sistema nacional de Areas Protegidas del Ecuador. Un estudio de caso de sitios de visita en siete áreas protegidas en el Ecuador continental".
- Ministério de Meio Ambiente do Brasil. 2007. *Pilares para o Plano de Sustentabilidade Financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Série Áreas Protegidas do Brazil* 6. Brasil.
- Ministerio del Ambiente. 2005. *Análisis de las necesidades de financiamiento del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador*. Quito, Ecuador.
- MIPLAN. 1993. *Resultados Preliminares del Censo 1992*. San Salvador: Ministerio de Planificación y Coordinación del Desarrollo Económico y Social.
- Mohd Shahwahid, H.O., et al. 1997. "Economic Benefits of Watershed Protection and Trade-off with Timber Production: A Case Study in Malaysia". EEPSEA Research Report Series. Singapore: Economy and Environment Program for Southeast Asia.
- Montagnini, F., E. Gonzalez, C. Porras y R. Rheingans. 1995. "Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs". *Commonwealth Forestry Review*, 74.
- Montarella, L. 2008. "Towards protecting soil biodiversity in Europe: The EU thematic strategy for soil protection". *Biodiversity* 9 (1&2): 75-77.
- Montenegro, R. 2007. *Valoración Económica de los Recursos Turísticos y Pesqueros del Parque Nacional Coiba*. Panama Conservation Strategy Fund.
- Montgomery, Ian. 2006. "Paradise in the making: The complexities of tourism development in Honduras". University of North Carolina at Asheville, Department of Sociology and Anthropology.
- Moreno, C.A., N. Barahona, C. Molinet, J.M. Orensanz, A.M. Parma y A. Zuleta. 2007. "From crisis to institutional sustainability in the Chilean sea urchin fishery", en *Fisheries management: Progress towards sustainability*, editado por T. McClanahan y J.C. Castilla, 43-67. Oxford, Reino Unido: Wiley-Blackwell.
- Morgan, C., y N. Owens. 2001. "Benefits of water quality policies: the Chesapeake Bay". *Ecological Economics* 39 (2): 271-284.
- Moulton, de Souza, et al. 2007. "Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from

- Rio de Janeiro". *Neotropical Biology and Conservation* 2 (1): 28-35.
- Mowforth, Martin, y Ian Munt. 2003. *Tourism and Sustainability: Development and New Tourism in the Third World*. 2a edición. Nueva York, NY: Routledge Publishing.
- MRAG. 2005. "IUU fishing on the high seas: impacts on ecosystems and future science needs". Londres: MRAG Ltd.
- Mulongoy, K.J. and S.B. Gidda. 2008. "The Value of Nature: Ecological, Economic, Cultural and Social Benefits of Protected Areas". Montreal: Secretaría de CDB.
- Munoz-Pina, C., A. Guevara, J. Torres y J. Brana. 2008. "Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results". *Ecological Economics* 65 (4).
- Muñoz-Piña, C., y S.A. Forcada. 2004. "Effects of an environmental tax on pesticides in Mexico". UNEP Industry and Environment (abril-septiembre).
- Murawski, S. 2000. "Definitions of overfishing from an ecosystem perspective". *ICES Journal of Marine Science* 57 (3): 649-658.
- Musick J.A. 1999. "Ecology and conservation of long-lived marine animals", en *Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals*, editado por J.A. Musick, 1-10. Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium 23.
- Myers, R.A., et al. 1995. "Population Dynamics of Exploited Fish Stocks at Low Population Levels". *Science* 269: 1106-1108.
- Myers, R.A., et al. 2007. "Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean". *Science* 315: 1846-1850.
- Myers, R.A., K.G. Bowen y N.J. Barrowman. 1999. "Maximum reproductive rate of fish at low population sizes". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2404-2419.
- Myers, R.A., y B. Worm. 2003. "Rapid worldwide depletion of predatory fish communities". *Nature* 423: 280-283.
- . 2005. "Extinction, survival or recovery of large predatory fishes". *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360: 13-20.
- Naidoo, R., y T. Iwamura. 2007. "Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities". *Biological Conservation* 140 (1-2): 40-49.
- Naidoo, R., y T.H. Ricketts 2006. "Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation". Conservation Science Program. *PLoS Biol* 4 (11): e360.
- National Research Council. 2000. "Watershed Management for Potable Water Supply: Assessing the New York City Strategy", Washington, D.C.: National Academies Press.
- Nepstad, D., et al. 2004. "Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis". *Global Change Biology* 10: 704-717.
- Nepstad, D.C. et al. 1999. "Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire". *Nature* 398: 505-508.
- Neto. 2003. "A New Approach to Sustainable Tourism Development: Moving Beyond Environmental."
- Newsom, D., T. Bensel y V. Bahn. 2008. *Are There Economic Benefits from Forest Stewardship Council (FSC) Certification? An Analysis of Pennsylvania State Forest Timber Sales*. Estados Unidos.
- Nicholls, R.J., et al. 2007. "Coastal systems and low-lying areas. Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability", en *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, editado por M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson, 315-356. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Nieuwenhuyse, A., et al. 2000. "Can Forestry be a competitive land use option? Model simulations for humid tropical Costa Rica". *Forest Ecology and Management* 137:23-40.
- Niggli, U., et al. 2009. *Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems*. FAO, abril de 2009, Rev. 2.
- O'Gorman, S., y C. Bann. 2008. "A Valuation of England's Terrestrial Ecosystem Services", Report to UK Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 10.
- OAS (Organization of American States). 2009. Data base of Payments for Environmental Services Transactions.

- Consultado el 15 de noviembre de 2009. <http://www.apps.oas.org/pes/default.aspx>.
- OCDE. 2009. *An appraisal of the Chilean fisheries sector*. París: OCDE. <http://browse.oecdbookshop.org/oecd/pdfs/browseit/5309041E.PDF>.
- Odum, W. 1970. "Pathways of energy flow in a south Florida Estuary". Tesis doctoral. Florida: University of Miami.
- Ojeda M.I., A.S. Mayer y B.D. Solomon. 2008. "Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta". *Ecological Economics* 65: 155-166.
- Oliver, C., y B. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics, update edition*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Olschewski, R., et al. 2006. "Economic Evaluation of Pollination Services Comparing Coffee Landscapes in Ecuador and Indonesia". *Ecology and Society* 11 (1): 7.
- Olson, D., et al., eds. 1998. *Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment*. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, Biodiversity Support Program.
- OMT (Organización Mundial del Turismo). 2002. *Voluntary Initiatives for Sustainable Tourism*. Madrid.
- . 2009. Tourism Barometer 7 (3). (octubre).
- . Tourism Factbook 2008, Dominican Republic, Bahamas, Jamaica, Cuba.
- Onestini y Gutman. 2002. In *Fisheries and the Environment. Fisheries Subsidies and Marine Resources Management: Lessons learned from Studies in Argentina and Senegal*. (PNUMA), 1-22.
- Orensanz, J.M., et al. 2005. "What are the key elements for the sustainability of "S-fisheries"? Insights from Latin America". *Bulletin of Marine Science* 76 (2): 527-566.
- Orensanz, J.M., et al. 2007. "Achievements and setbacks in the commercial diving fishery of San José Gulf, Argentine Patagonia", en *Fisheries management: Progress towards sustainability*, editado por T. McClanahan y J.C. Castilla, 68-87. Oxford, Reino Unido: Wiley-Blackwell.
- Organización Mundial de Turismo (OMT). Panorama 2020: Influencias, Flujos Direccionales Y Tendencias Claves. Resumen Ejecutivo. Madrid, 1997.
- Ovetz, R. 2006. "The bottom line: An investigation of the economic, cultural and social costs of industrial longline fishing in the Pacific and the benefits of sustainable use marine protected areas". *Marine Policy* 30: 809-820.
- Owen, A. 2004. "Environmental externalities, market distortions and the economics of renewable energy technologies". *The Energy Journal*. (1 de junio).
- Pabón-Zamora, L. 2008. "Protected Areas and Human Well-Being: Experineces from Indonesia, Mexico, Peru and Venezuela", en *Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet*, editado por S. o. t. C. o. B. Diversity. Montreal: CDB.
- PACT. 2006. <http://www.pactbelize.org/FAQ.aspx>.
- Pagiola, S., 2002. "Paying for Water Services in Central America: Learning from Costa Rica", en *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation*, editado por S. Pagiola, J. Bishop y N. Landell-Mills. Londres: Earthscan.
- Pagiola, S., Arcenas, A. y G. Platais. 2005. "Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America". *World Development* 33 (2): 237-253.
- Pagiola, S., E. Ramírez et al. 2007. "Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua". *Ecological Economics* 64 (2): 374-285.
- Pagiola, S., et al. 1998. "Mainstreaming Biodiversity in Agricultural Development." *Finanzas y Desarrollo*. <http://www.imf.org/external/pubs/ft/fandd/1998/03/pdf/pagiola.pdf>
- Pagiola, S., et al. 2004. "Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes". Environment Department Papers. Toward Environmentally and Socially Sustainable Development. *Environmental Economics Series* Paper number. 96. Washington, D.C.: Banco Mundial. <ftp://ftp.fao.org/docrep/nonfao/lead/x6154e/x6154e00.pdf>
- Paine, R.T. 1980. "Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure—The 3rd Tansley Lecture". *Journal of Animal Ecology* 49: 667-685.
- Palo, M. 1990. "Deforestation and development in the Third World: roles of system casualty and population", en *Deforestation or Development in the Third World? Volume III*, editado por M. Palo y G. Mery. Helsinki: Finnish Forest Research Institute.

- Panayotou, T. 1998. "El Salvador Challenge: From Peace to Sustainable Development", en *The Environment in Latin America: An Interdisciplinary Approach*. ReVista, Harvard Review of Latin America.
- Papageorgiou, S. 2008. *Is it the money stupid! Is market environmentalism primarily a financing mechanism with scant regard for equity issues?* Environmental Change Institute, University of Oxford Centre for the Environment.
- Paredes, C., y M.E. Gutiérrez. 2008. *La Industria Anchovetera Peruana: Costos y Beneficios. Un Análisis de su Evolución Reciente y de los Retos para el Futuro*. Mimeo, Instituto del Perú, Lima. Versión en inglés publicada en IIFET 2008 Vietnam Proceedings.
- Paredes, J., et al. 1991. *Diagnóstico de la Situación de los Manglares en El Salvador*. San Salvador.
- Parrotta, J., y J. Turnbull. 1997. "Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands". *Forest Ecology and Management* 99: 1-290.
- Parry, M., et al. 2009. *Assessing the Costs of Adaptation to Climate Change: A Review of the UNFCCC and Other Recent Estimates*. Londres: International Institute for Environment and Development and the Grantham Institute for Climate Change.
- Parsons, G.R., y S.M. Thur. 2008. "Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park". *Environ Resour Econ* 40, 593–608.
- Pattanayak y Wendland. 2007. "Nature's care: diarrhea, watershed protection, and biodiversity conservation in Flores, Indonesia". *Biodiversity Conservation Journal* 16 (10).
- Pattanayak, S.K., y R.A. Kramer. 2001a. "Pricing Ecological Services: Willingness to Pay for Drought Mitigation from Watershed Protection in Eastern Indonesia". *Water Resources Research* 37 (3): 771-778.
- Pattanayak, S.K., y R.A. Kramer. 2001b. "Worth of Watersheds: A Producer Surplus Approach for Valuing Drought Mitigation in Eastern Indonesia". *Environment and Development Economics* 6: 123-146.
- Pauly, D. 1995. "Anecdotes and the shifting base-line syndrome of fisheries". *Trends Ecological Evolution* 10: 430.
- Pauly, D., et al. 1998. "Fishing down marine food webs". *Science* 279: 860-863.
- Pautsch, G.R., et al. 2000. "The Efficiency of Sequestering Carbon in Agricultural Soils". Working Paper 00-WP 246 (Iowa State University, Center for Agricultural and Rural Development).
- Paz Cafferata, J., y V. Sierra de Fonseca, (PEP) con base en el informe del consultor Sr. Edgar Hernández; Sistema Financiero para la inversión Turística en Honduras: Elementos Para una Propuesta; USAID.
- Pellegrini, L., y G. Kruseman. 2005. *A conceptual framework for the study of institutions and institutional change in forests management*.
- Pelletreau, A. 2004. *Pricing soil degradation in upland regions: The Case of the Houay Pano Catchment, Lao PDR*. Institut de Recherche pour le Développement.
- Peña-Neira, S., Dieperink, C. y H. Addink. 2002. *Equitably sharing benefits from the utilization of natural genetic resources: The Brazilian interpretation of the Convention on Biological Diversity*. Documento presentado en la VI Conferencia de las Partes del CDB en La Haya, 19 de abril.
- Pena-Torres, J. 2002. "The political economy of fishing regulation: the case of Chile". *Marine Resource Economics* 12: 253-280.
- Pendleton, L.H. 1994. "Environmental quality and recreation demand in a Caribbean coral reef". *Coastal Management*. 22 (4): 399-404.
- Perrings, C., y D. Pearce. 1994. "Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity". *Environmental and Resource Economics* 4 (1).
- Peterson, A.T., et al. 2002. "Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios". *Nature* 416: 626-629.
- Peterson, C.H., y J. Lubchenco. 1997. "Marine ecosystem services", en *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, editado por G.C. Daily, 177-194. Washington D.C.: Island Press.
- Pet-Soede, C., H.S.J. Cesar et al. 1999. "An economic analysis of blast fishing on Indonesian coral reefs". *Environmental Conservation* 26 (2): 83-93.

- Pet-Soede, C., H.S.J. Cesar *et al.* 2000. "Economic issues related to blast fishing on Indonesian coral reefs". *Pesisir & Lautan* 3 (2): 33-49.
- Peuker, A. 1992. *Public Policies and Deforestation: A Case Study of Costa Rica*. Informe No. 14. Washington, D.C.: Latin America and the Caribbean Technical Department, Regional Studies Program, Banco Mundial.
- Pikitch, E.K., *et al.* 2004. "Ecosystem-based fishery management". *Science* 305: 346-347.
- Pimentel, D., *et al.* 1995. "Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits". *Science* 267 (24 de febrero): 1117-1123.
- Pimentel, D., y C. Wilson. 1997. "Economic and environmental benefits of biodiversity". *Bioscience* 47 (11): 747-758
- Pimm, S., *et al.* 2001". Can We Defy Nature's End?" *Science* 293: 2207-8.
- Pirotta, D., *et al.* 2009. *Silvicultural and economic aspects of pure and mixed native tree species plantations on degraded pasturelands in humid Costa Rica* (New Forests). (9 de octubre).
- Pitcher, T.J., *et al.* 2009. "An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries". *Marine Policy* 33 (2): 223-232.
- Plagányi, É.E. 2007. *Models for an ecosystem approach to fisheries*. Fisheries Technical Paper No. 477. Roma: FAO.
- Platinga y Miller. 2001. "Agricultural Land Values and the Value of Rights to Future Land Development". *Land Economics* 77 (1): 56-67.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2005. "Towards an inclusive and renewed global insertion". National Human Development Report the Dominican Republic.
- _____. 2006. *Human Development Report*. Nueva York: PNUD.
- _____. 2010a. "Sustainable Beef: Avoiding further forest conversion to pasture: Scoping Paper". Green Commodities Facility.
- _____. 2010b. "Palm Oil Scoping Paper". Green Commodities Facility.
- _____. 2010c. "Sugar Scoping Paper". Green Commodities Facility.
- PNUD, Informe Nacional De Desarrollo Humano República Dominicana. 2005. Hacia una inserción mundial incluyente y renovada.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1998. *Ecolabels in the Tourism Industry*. Industry and Environment.
- _____. 2002. *Fisheries and the Environment: Fisheries Subsidies and Marine Resources Management: Lessons learned from Studies in Argentina and Senegal*. United Nations Environment Programme (UNEP). UNEP/ETU/2001/7 Vol. II (Geneva, Switzerland).
- _____. 2006. *Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. Cambridge, Reino Unido: UNEP-WCMC.
- PNUMA-CEP. 2001. www.cep.unep.org/issues/biodiversity.html.
- PNUMA-WCMC World Database on Protected Areas. Accessed on February 15, 2007, www.unep-wcmc.org/wdpa.
- _____. 2010. *Non Timber Forest Products*. Consultado el 15 de marzo de 2010. <http://quin.unep-wcmc.org/forest/ntfp/ntfps.cfm?displang=eng>.
- Ponce, R. 2009. "Costo-beneficio del seguimiento, control y vigilancia. Regional symposium on sustainability criteria for fisheries subsidies: The Latin American context". Guayaquil, Ecuador: United Nations Environment Programme Division of Technology, Industry, and Economics; Economics and Trade Branch, 29-30 July 2009. http://www.unep.ch/etb/events/Presentations_Symposium%20Ecuador29-30July.php.
- Ponte, S. 2004. "Standards and Sustainability in the Coffee Sector". International Institute for Sustainable Development. <http://www.iisd.org>.
- Poor, P.J., K.L. Pessagno y R.W. Paul. 2007. "Exploring the hedonic value of ambient water quality: A local watershed-based study". *Ecological Economics* 60 (4): 797-806.
- Porras, I., M. Grieg-Gran y N. Neves. 2008. *All that Glitters: A Review of Payments for Watershed Services in Developing Countries*. Londres: International Institute for Environment and Development.
- Portela y Rademacher. 2001. "A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian

- Amazonia to provide ecosystem services". *Ecological Modelling* 143: 115–146.
- Postel, S.L., y B.H. Thompson. 2005. "Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services". *Natural Resources Forum* 29 (2): 98-108.
- Potts, J. 2007. "Alternative trade initiatives and income predictability: Theory and evidence from the coffee sector". International Institute for Sustainable Development (2005).
- Potvin, C. 2008. "Carbon storage of harvest-age Teak plantations". *Forest Ecology and Management* 173 (1-3): 213.
- Pretty, J.N., C. Brett *et al.* 2000. "An assessment of the total external costs of UK agriculture". *Agricultural Systems* 65 (2): 113-136.
- Pretty, J.N., C.F. Mason *et al.* 2003. "Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales". *Environmental Science & Technology* 37 (2): 201-208.
- PROFONANPE (Fondo Nacional para Áreas Protegidas del Estado). 2005. "Proceso de Construcción del Plan Financiero a Largo Plazo para el SINANPE". Informe Técnico: Análisis de las Necesidades de Financiamiento del SINANPE, 2004-2005.
- PROFOR. 2010. *Strengthening the Value Chain for Indigenous and Community Forestry Operations*. Online at: <http://www.profor.info/profor/LAC-valuechain>. Viewed August 1, 2010.
- PromPeru. 2008. "Perfil del Turista Extranjero 2007". Lima.
- Protection, ST/ESA/2003/DP/29 UN DESA Discussion Paper No. 29.
- Proyecto Jatun Sacha. 2005. *Monitoreo de la Generación de Empleos a Partir de Actividades Forestales y Agroforestales*. Manejo Integral de los Recursos Naturales en el Trópico de Cochabamba y los Yungas de la Paz, Bolivia.
- Qadir, M., *et al.* 2008. "The Challenges of Wastewater Irrigation in Developing Countries". *Agricultural Water Management* 97 (4): 561-568.
- Quesada-Mateo, C.A. 1979. "Effect of Reservoir Sedimentation and Stream Flow Modification on Firm Power Generation". Tesis doctoral. Fort Collins, CO: Colorado State University.
- Quintero, M., S. Wunder y R. Estrada. 2009. "For Services Rendered? Modeling Hydrology and Livelihoods in Andean Payments for Environmental Services Schemes". *Forest Ecology and Management* 258 (9): 1871-1880.
- Quispe Guanca, José Luis. 2007. "Caracterización del impacto ambiental y productivo de las diferentes normas de certificación de café en Costa Rica". Master's thesis. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A1725e/A1725e.pdf>.
- Rainforest Alliance. 2010. *Buenas prácticas de manejo en las empresas turísticas: sus beneficios e implicaciones*. Programa de Turismo Sostenible.
- Rainforest Alliance. *Ornamental Greens from the Maya Biosphere Reserve: The Rainforest Alliance's Certified Xate Initiative*. Accessed on January 2010, http://www.rainforest-alliance.org/profiles/documents/xate_profile.pdf.
- Rainforest Alliance. Sin fecha. *Sustainable Forestry: Training, Extension, Enterprise and Sourcing Program*. Retrieved Dec 2009 and January 2010, from www.rainforest-alliance.org/forestry.cfm?id=trees_program.
- RAM II Stock-Recruit database, <http://www.marinебiodiversity.ca/RAMlegacy/srdb/updated-srdb/srdb-resources>.
- Ramos, A. 1997. *Hacia un Uso Sostenible de Materias Primas Utilizadas en Artesanías*. Bogota, Colombia: Instituto Alexander von Humboldt. Proyecto Bejucos.
- Reardon, T. 2007. "Food industry consolidation and agroindustrialization", en *Transforming the rural nonfarm economy: Opportunities and threats in the developing world*, editado por S. Haggblade, P.B. Hazell y T. Reardon. John Hopkins.
- Reid, C., A. van Anrooy Thorpe y C. Brugere. 2005. "Mainstreaming fisheries into Latin American development strategies". *International Development Planning Review* 27 (4): 403-426.
- Repetto, R. 1992. "Accounting for environmental Assets". *Scientific American* 266 (6): 94-101.
- Reyes, V., M. Miranda, C. Monge y F. Salas. 2004. *Valoración socio-económica del Humedal Téraba-Sierpe HNTS. Proyecto de la Unión Mundial para la Naturaleza*. Heredia, Costa Rica: Centro Internacional de Política Económica para el Desarrollo Sostenible de la Universidad Nacional.

- Reynolds, J.D., S. Jennings y N. K. Dulvy. 2001. "Life histories of fishes and population responses to exploitation", en *Conservation of exploited species*, editado por J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford y J. G. Robinson, 147–168. Cambridge University Press.
- Ribaudo, M.O., C.E. Young y J.S. Shortle. 1986. "Impacts of Water Quality Improvement on Site Visitation: A Probabilistic Modeling Approach". *Water Resources Bulletin* 22 (4): 559-563.
- Ribaudo, M.O., y C.E. Young. 1989. "Estimating the Water Quality Benefits from Soil Erosion Control". *Water Resource Bulletin* 25 (1): 71-78.
- Richards, M. 1997. "The Potential for Economic Valuation of Watershed Protection in Mountainous Areas: A Case Study from Bolivia". *Mountain Research and Development* 17 (1): 19-30.
- Richards, M., F. Del Gatto y G. Alcócer López. 2003. *The Cost Of Illegal Logging In Central America. How much are the Honduran and Nicaraguan Governments Losing?* Londres, Reino Unido: ODI.
- Ricketts, T.H. 2004. "Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops". *Conservation Biology* 18 (5): 1262-1271.
- Ricketts, T.H., B. Soares-Filho, et al. 2010. "Indigenous Lands, Protected Areas, and Slowing Climate Change". *PLoS Biol* 8 (3): e1000331.
- Ricketts, T.H., G.C. Daily, et al. 2004. "Economic value of tropical forest to coffee production". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101 (34): 12579-12582. Consultado el 15 de diciembre de 2009 en *Economic value of tropical forest to coffee production*. <http://www.pnas.org/content/101/34/12579.full.pdf+html>.
- Ricketts, T.H., J. Regetz, et al. 2008. "Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns?" *Ecology Letters* 11 (5): 499 – 515. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/119419837/PDFSTART>
- Ritter, K.V. 2004. *Economic Values of PA and Their Contribution to Sustainable Development*. GCP Annual Meeting. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Rivera-Arriaga, E. 2005. "Assessing foreign aid efforts for the coastal management in Latin America and the Caribbean regions". *Ocean and Coastal Management* 48 (9-10): 693-720.
- Ribalino J., y L. Villalobos-Fiatt. 2010. *Conservation Policies and Labor Markets: Unraveling the Effects of National Parks on Wages in Costa Rica*. Environment for Development Discussion Paper Series EfD 10-02. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Roberts, C. M., J. P. Hawkins, D. E. McAllister y F.W. Schueler. In press. "Global distribution and conservation of coral reef fish biodiversity", en *Coral reef fish status report*, editado por D. E. McAllister. Washington, D.C.: IUCN Species Survival Commission.
- Roberts, C.M., y J.P. Hawkins. 1999. "Extinction risk in the sea". *Trends Ecol. & Evol.* 14: 241-246.
- Roda, J.-M., E.J. Arends y H.F. Lim. 2007. *Discussion – working paper: A short analysis on the stricter European regulations on tropical hardwood imports and their side effects*. First version March 2007.
- Rodrigues, A.S.L., et al. 2009. "Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier". *Science* 324: 1435.
- Rodríguez, A., K. Lindberg, et al. 2008. *Valoración Económica del Turismo en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas: Un estudio de caso de siete sitios de visita en áreas protegidas del Ecuador continental*. Quito, Ecuador: The Nature Conservancy, Conservación Internacional, Ministerio del Ambiente de Ecuador.
- Rodríguez, A., y J.C. Izurieta. 2008. "Valoración Económica del Turismo en Comunidades Relacionadas con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas - Un Estudio de Caso en 5 Áreas Protegidas en el Ecuador Continental". Arlington, VA: The Nature Conservancy (Inédito).
- Rodríguez, C., 2001. Informe sobre sedimentos. Proyecto Hidroeléctrico Reventazón. Área de Hidrología Instituto Costarricense de Electricidad. San Jose, Costa Rica.
- Rodríguez, R. 1989. *Impactos del Uso de la Tierra en la Alteración del Régimen de Caudales, la Erosión y Sedimentación de la Cuenca Superior del río Reventazón y los Efectos Económicos en el Proyecto Hidroeléctrico de Cachí, Costa Rica*. Tesis de Maestría. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Roe, D., Goodwin, H. y C. Ashley. 2002. *Pro-poor tourism briefing No 2.* (marzo).

- Roebelinga, P.C., y E.M. Hendrix. 2010. "Land speculation and interest rate subsidies as a cause of deforestation: The role of cattle ranching in Costa Rica". *Land Use Policy* 27 (2).
- Rojas, M., y B. Aylward. 2002. *Cooperation between a Small Private Hydropower Producer and a Conservation NGO for Forest Protection: The Case of La Esperanza, Costa Rica*. Land-Water Linkages in Rural Watersheds Case Study Series. Roma: FAO.
- . 2003. "What are we Learning from Experiences with Markets for Environmental Services in Costa Rica? A Review and Critique of the Literature". Markets for Environmental Services No.2. Londres: International Institute for Environment and Development.
- Rojas-Bracho, Lorenzo, Randall R. Reeves y Armando Jaramillo-Legorreta. 2006. "Conservation of the vaquita *Phocoena sinus*". *Mammal Rev.* 36 (3): 179–216.
- Romero López, S.L. 2006. "Apporte de biomasa y reciclaje de nutrientes en seis sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica* var. *Caturra*), con tres niveles de manejo". Tesis de Maestría. CATIE.
- Ruben y Zuñiga. 2010. "How Standards Compete: Comparative impact of coffee certification in Northern Nicaragua". Radboud University Nijmegen, Centre for International Development Issues (CIDIN).
- Ruben, R., L. Clercx, D. Cepeda y de Hopp. 2008. "Fair trade impact of banana production in El Guabo Association, Ecuador: A production function analysis", en *The Impact of Fair Trade*, editado por R. Ruben. Wageningen Academic Publishers.
- Ruben, R., y L. van Schendel. 2008. "The impact of Fair Trade in banana plantations in Ghana: Income, ownership and livelihoods of banana workers", en *The Impact of Fair Trade*, editado por R. Ruben. Wageningen Academic Publishers.
- Rufino, M.L. 2005. *Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia*. ProVárzea. IBAMA.
- Ruitenbeek, H.J. 1990. *Economic Analysis of Tropical Forest Conservation Initiatives: Examples from West Africa*. Surrey, Reino Unido: World Wide Fund for Nature.
- Ruitenbeek, H.J., y C.M. Cartier. 2001. "Prospecting for marine biodiversity: a case study in Montego Bay, Jamaica", en *Economics of coastal and water resources: Valuing environmental functions*, editado por R.K. Turner, I.J. Bateman y W.N. Adger, 281-304. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer Academic Publishers.
- Ruiz-Pérez, M., et al. 2005. "Conservation and Development in Amazonian Extractive Reserves: The Case of Alto Juruá". *Ambio, A Journal of the Human Environment* 34 (3): 218-223.
- Russ, G. R., y A.C. Alcalá. 1998. "Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: community and tropic responses". *Coral Reefs* 17: 383-397.
- . 2004. "Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations". *Oecologia* 138: 622-627.
- Russ, G.R., A.C. Alcalá, A.P. Maypa, et al. 2004. "Marine reserve benefits local fisheries". *Ecological Applications* 14: 597-606.
- Sabchez-Azofeifa, G.A., et al. 2002. "Water resources and regional land cover change in Costa Rica: impacts and economics". *Water Resources Development* 18 (3): 409-424.
- Sader, S., y A. Joyce. "Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983". *Biotropica* 20: 11-19.
- Sadoff, C.W. 1996. *The Price of Dirty Water: Pollution Costs in the Sebou Basin*. Washington D.C.: Banco Mundial.
- Sadovy, Y., y A.M. Eklund. 1999. *Synopsis of biological information on Epinephelus striatus (Bloch, 1972), the Nassau grouper, and E. itajara (Lichtenstein, 1822) the jewfish*. Technical report National Marine Fisheries Service 146. Food and Agriculture Organization fisheries synopsis 157. Roma: FAO.
- Sala, E., et al. 2004. "Fishing down coastal food webs in the Gulf of California". *Fisheries* 29: 19-25.
- Salas, S., R. Chuenpagdee, J.C. Seijo y A. Charles. 2007. "Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean". *Fisheries Research* 87 (1): 5-16.
- Salazar Córdova, R.F. 2007. *Valoración Económica de Bienes y Servicios Ambientales del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)*. Proyecto SNAP-GEF del Ministerio de Ambiente del Ecuador.
- Sale, Cowen, et al. 2005. "Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves". *Trends in Ecology and Evolution* 20 (2): 74-80.

- Samaniego Sánchez, R.D. 2006. "Efecto de la producción orgánica convencional de chile dulce (*Capsicum annuum*) bajo invernadero sobre el componente planta-suelo en el cantón de Alfaro Ruiz, Costa Rica". Tesis de Maestría en Agricultura Ecológica (CATIE).
- Sanjurjo, E., K. Cadena y I. Erbstoesser. 2005. *Valoración económica de los vínculos entre manglar y pesquerías*. En *Memorias del Segundo Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente* (CIDMA II). Puebla, México.
- Santos, B.A. 1992. *Cost Benefit Analysis of Soil Erosion Control: The Case of Plan Sierra (Dominican Republic)*. Tesis doctoral. University of California, Berkeley.
- Saraiva, N., y D. Sawyer. 2007. *Análise Do Potencial Econômico E Socioambiental Do Artesanato Do Buriti Em Comunidades Tradicionais Nos Lençóis Maranhenses*. Brasil.
- Sarmiento, J.L., R. Slater y R. Barber. 2004. "Response of ocean ecosystems to climate warming". *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB3003.
- Scandic Hotels. 2010. <http://www.scandichotels.com/settings/Side-foot/About-us-Container/Corporate-information/Facts--figures/>
- Scherr, S., A. White y A. Khare. 2004. *For Services Rendered. The current status and future potential of markets for the ecosystem services provided by tropical forests*. Technical Series No. 21. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- Scherr, S., A. White y D. Kaimowitz. 2004. "A new agenda for forest conservation and poverty reduction: making markets work for low-income producers". *2003 Forest Trends*. <http://www.rmportal.net/training/poverty-reduction-seminar/seminar-reading-list-1/a-new-agenda.pdf>.
- Scherr, S., y J.A. McNeely. 2002. *Reconciling agriculture and biodiversity: policy and research challenges of ecoagriculture*. Opinion World Summit on Sustainable Development, Equator Initiative. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Scherr. 2000. "A downward spiral? Research evidence on the relationship between poverty and natural resource degradation". *Food Policy* 25: 479-498.
- Schlatter, R.P. 1984. "The status and conservation of sea-birds in Chile", en *Status and conservation of the world's seabirds*, editado por J. Croxall, P. Evans y R. Schreiber, 261-270. Technical Publication 2. Cambridge, Reino Unido: International Council for Bird Preservation.
- Schmidt, I.B., I.B. Figueirido y A. Scariot. 2007. "Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil". *Economic Botany* 61: 73-85.
- Scialabba, N. 2007. "Organic agriculture and food security". International Conference (Italy: FAO). <ftp://ftp.fao.org/paia/organicag/ofc/OFS-2007-5.pdf>
- Scialabba, N., and C. Hattan. 2003. "Agricultura orgánica, ambiente y seguridad alimentaria". Serie sobre ambiente y recursos naturales No. 4. Roma: FAO.
- Sea Around Us Project. (many years contained). (SAUP). www.seararoundus.org/.
- SEAFDEC. 2006. Regional Guidelines for Responsible Fisheries in Southeast Asia, SEAFDEC. Bangkok, Tailandia. http://refugia.unepscs.org/Fisheries_Refugia_Information/About_Fisheries_Refugia/Fisheries_Refugia_Guidelines.html
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2000. Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación 2001-2006.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2004. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca.
- Secretaría de la Iniciativa Africana sobre los Polinizadores. 2003. "African pollinator initiative".
- Secretariat of the Convention on Biodiversity (CBD). 2008. *The Value of Nature Ecological, Economic, Cultural and Social Benefits of Protected Areas*.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008). *Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet*. Technical Series No. 36. Montreal.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD). 2008. 'Ballpark' estimates for various categories of product derived from genetic resources, In presentation given by A. Markandya and P. Nunes on the role of economic rent and its valuation in the context of access to genetic resources and the fair and equitable sharing

- of benefits arising out of their utilization, held at the ad hoc Open-ended Working group on Access and Benefits sharing of the Convention of Biological Diversity (Paris).
- _____. 2009. *Sustainable Ecosystem Management, Biodiversity and Livelihoods: A Good Practice Guide*. Montreal.
- Sector, A. 2006. *Sustainable Finance Plan for Grenada's Protected Area System*. The Nature Conservancy/USAID/Ministry of Agriculture and Ministry of Tourism.
- SECTUR. 2002. *El Empleo en el Sector Turístico de México*. Secretaría de Turismo.
- _____. 2006. *Turismo de Internación 2001 – 2005: Visitantes Internacionales Hacia México*. Secretaría de Turismo.
- Seijo, J. C. 2007. "Considerations for management of metapopulations in small-scale fisheries of the Mesoamerican barrier reef ecosystem". *Fisheries Research* 87: 86-91.
- _____. 2009. "Subsidios, manejo de pesquerías y puntos de referencia límite. Regional symposium on sustainability criteria for fisheries subsidies: The Latin American context". United Nations Environment Programme Division of Technology, Industry, and Economics. Economics and Trade Branch. Guayaquil, Ecuador, 29-30 de julio de 2009. http://www.unep.ch/etb/events/Presentations_Symposium%20Ecuador29-30July.php.
- Seijo, J.C., y J.F. Caddy. 2008. "Port location for inshore fleets affects the sustainability of coastal source-sink resources: implications for spatial management of metapopulations". *Fish. Res.* 9: 336–348.
- Seijo, J.C., A. Cuevas, et al. 2009. "Estudio social de la pesca en México: Diagnóstico sobre la problemática social de los pescadores, su entorno y su visión sobre las posibles soluciones a los problemas que afectan la pesca en México". Proyecto FAO UTF/MEX/079.
- Selig ER, y J.F. Bruno. 2010. "A Global Analysis of the Effectiveness of Marine Protected Areas in Preventing Coral Loss". *PLoS ONE* 5 (2): e9278.
- Senanayake, R., y J. Jack. 1998. *Analogue forestry: An introduction*. Monash publications in geography and environmental science 49. Melbourne, Australia: Monash University.
- SERNAP/FUNDESNAP. 2009. *El Aporte de las Áreas Protegidas a la Economía y Sociedad Boliviana*. La Paz.
- Sethi, S.A., T.A. Branch y R. Watson. 2010. "Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 12163-12167.
- Shrestha, R. K., A.F. Seidle y A.S. Moraes. 2002. "Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models". *Ecological Economics* 42 (1-2): 289-299.
- Sierra, R., y E. Russman. 2006. "On the Efficiency of Environmental Service Payments: A Forest Conservation Assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica". *Ecological Economics* 59: 131-141.
- Simonit, S., Cattaneo y C. Perrings. 2005. "Modeling the Hydrological Externalities of Agriculture in Wetlands: The Case of Rice in Esteros del Ibera, Argentina". *Ecological Modelling* 186: 123-142.
- Simorangkir, D. 2007. "Fire use: is it really the cheaper land preparation method for large-scale plantations?" *Mitigation and Adaptation strategies for global change* 12 (1): 147- 164.
- Simula, M. 1999. *Trade and Environmental Issues in Forest Production*. Environment Division.
- Smith, A.D.M., K.J. Sainsbury y R.A. Stevens. 1999. "Implementing effective fisheries-management systems - management strategy evaluation and the Australian partnership approach". *ICES Journal of Marine Science* 56: 967-979.
- Smith, V.K., y W.H. Desvouges. 1986. *Measuring Water Quality Benefits*. Norwell, Mass.: Kluwer-Nijhoff.
- Social Accountability International. 2009. Rainforest Alliance: Measuring Social Impacts of RA/SAN Certification on Coffee Workers. Final Report.
- Soto, G. 2003. "Memoria del Taller Agricultura Orgánica: una herramienta para el desarrollo rural sostenible y la reducción de la pobreza". Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Southgate, D., y R. Macke. 1989. "The Downstream Benefits of Soil Conservation in Third World Hydroelectric Watersheds". *Land Economics* 65 (1): 38-48.
- Souza, C. 2005. *Brazil's Tax System: The Dilemmas of Policy Reform*. Canadian Foundation for the Americas, FOCAL, Policy Paper FPP-05-02.

- Stallard, R.F. 1997. Detailed Report of the Soil and Hydrology Component. In *Informe Anual del Program de Monitoreo del Canal*. Panamá: Programa del Monitoreo del Canal.
- Stanton, T., et al. 2010. "State of Watershed Payments: An Emerging Marketplace". *Ecosystem Marketplace*.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. de Haan. 2009. "La larga sombra del Ganado". Livestock, Environment and Development, FAO.
- Stevens, T. 2002. *Sustainable Tourism in National Parks and Protected Areas: an Overview*. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01NC04.
- STINAPA <http://www.bmp.org/>.
- Stolton, et al. 2006. *Food Stores: Using Protected Areas to Secure Crop Genetic Diversity*. A research report by WWF, Equilibrium and the University of Birmingham, Reino Unido. Arguments for Protection, WWF – World Wide Fund for Nature.
- Strobel, J., W. Cabral de Sousa, et al. 2007. "Paying Parks to Conserve Water: A Proposal for Três Picos". *Conservation Strategy Fund, Conservation Policy Brief, No 3*.
- Suarez, N. 1996. *Sugar & Sweetener S&O/SSSV2IN4*. Economic Research Service, USDA.
- Suman, D. 2002. "Panama Revisited: Evolution of Coastal Management Policy and Legislation". *Ocean and Coastal Management* 45: 91-120.
- Swallow, B., et al. 2007. *Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World: Framing Pan-Tropical Analysis and Comparison*. In ICRAF Working Paper no. 32. Nairobi: World Agroforestry Centre.
- Sweeting, J. Noviembre de 2009. Comunicación personal.
- Sweeting, J., A. Bruner y A. Rosenfeld. 1999. *The Green Host Effect: An Integrated Approach to Sustainable Tourism and Resort Development*. Washington, D.C.: Conservation International.
- Swinton, S., F. Lupia, G. Robertson y S. Hamilton. 2007. "Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits". *Ecological Economics* 64: 245-252.
- Tafur, A., y A. Gaybor. 2008. *Análisis de los sistemas de producción en la mircocuenca del Río Cristópampa, Cotacachi, Imbabura*. Quito: Universidad Central de Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas. <http://www.uce.edu.ec/upload/20090617111928.pdf>.
- Talbot, F., y C. Wilkinson. 2001. *Coral Reefs, Mangroves and Seagrasses: A Sourcebook for Managers*. Australian Institute of Marine Science: Townsville, Australia.
- En UNEP-WCMC. 2006. Citado en *In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. Cambridge, Reino Unido: UNEP-WCMC.
- Tamayo, G., L. Guevara y R. Gámez. 2004. *Biodiversity Prospecting: The INBio Experience. Microbial Diversity and Bioprospecting*. 445-449.
- TEEB. 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) for National and International Policy Makers* (www.teebweb.org).
- Ten Kate, K., y S. A. Laird. 2000. "Introduction", en *The commercial use of biodiversity: access to genetic resources and benefit-sharing*, editado por K. ten Kate y S.A. Laird, 1-12. Londres: Earthscan Publications Ltd.
- Texeira, A.S. 2008. *The monotony of transferring and esterase electrophoretic patterns in pirarucu from Santa Cruz Lake, Tefé River, Amazonas, Brazil*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- The Bahamian Flats Fishing Alliance. 2010. *The Economic Impact of Flats Fishing in The Bahamas*. Bahamas National Trust, Bonefish & Tarpon Trust, Fisheries Conservation Foundation.
- The G8/G20 Summit, Canada. 2010. Declaración conjunta.
- The International Tourism Partnership 2008, "El Camino Verde" - Estándares mínimos de un hotel sostenible. <http://www.tourismpartnership.org/downloads/El%20camino%20verde.pdf>.
- The Nature Conservancy. 2007. "Tourism, Protected Areas and Communities: Case Studies and lessons learned from the Parks in Peril Program, 2002-2007". Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- . 2008. "Carbon Emissions from Forest Loss in Protected Areas". Informe preparado como parte de la PACT

- 2020 Innovation Initiative en colaboración con UNEP-WCMC y IUCN World Commission on Protected Areas.
- . 2009. *Valuing Nature: Why Indonesia's Marine Protected Areas Matter for Economic and Human Wellbeing*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- . 2009. *Valuing Nature: Why Mexico's Protected Areas Matter for Economic and Human Wellbeing*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- The Times of India. 2010. *93% wild medicinal plants recorded are endangered*. Publicado el 5 de abril de 2010. Consultado en línea el 2 de agosto de 2010 en <http://southasia.oneworld.net/todaysheadlines/93-wild-medicinal-plants-recorded-endangered>.
- Thorpe, A., A.A. Ibarra y C. Reid. 2000. "The new economic model and fisheries development in Latin America". *World Development* 28: 1689-1702.
- Thurston, Hale W., and H. Stuart Burness. 2006. "Promoting sustainable logging in Brazil's national forests: Tax revenue for an indemnity fund". *Science Direct, Forest Policy and Economics* 9: 50-62.
- Tietze, U., M. Haughton y S.V. Siar, eds. 2006. *Socio-economic indicators in integrated coastal zone and community-based fisheries management—Case studies from the Caribbean*. FAO Fisheries Technical Paper, No. 491. Rome, FAO.
- Tipper, R. 2002. "Helping indigenous farmers participate in the international market for carbon services: the case of Scolel Té", en *Selling forest environmental services: marketbased mechanisms for conservation and development*, editado por S. Pagiola, J. Bishop y N. Landell-Mills, 223–234. Londres: Earthscan.
- Tomaselli, I. 2007. 'The allure of plantations'. *Tropical Forest Update*. Yokohama, Japón: International Tropical Timber Organization.
- Torras, M. 1999. *The total economic value of Amazonian deforestation, 1978–1993*.
- Tourism British Columbia. 2005. *Characteristics of the Commercial Nature-Based Industry in British Columbia*. En colaboración con Wilderness Tourism Association.
- Travelmole.com. 2010. "TUI green or greenwash?" 5 de julio. http://www.travelmole.com/stories/1143071.php?mpnlog=1&m_id=s~An~Av~A
- Troëng, S., y C. Drews. 2004. *Hablemos de plata: Aspectos económicos del uso y conservación de las tortugas marinas*. Gland, Suiza: WWF International.
- Troëng, S., y C. Drews. 2004. *Money talks: economic aspects of marine turtle use and conservation*. Gland, Suiza: WWF International.
- UDAPE. 2005. *Estructura del Sector Turismo en Bolivia*. Unidad de Análisis de Políticas Sociales y Económicas. La Paz.
- UICN (Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2010. "Red List of Threatened Species".
- IUCN. 1997. *Resolutions and Recommendations* (Montreal, Canada: World Conservation Congress, 13-23 October 1996), 60.
- UN. 2008. Resolution 62/98.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2008. "Challenges and opportunities for mitigation in the agricultural sector". Technical paper. Available at [htzztp://unfccc.int/resource/docs/2008/tp/08.pdf](http://unfccc.int/resource/docs/2008/tp/08.pdf).
- . 2009. *Cost of Implementing Methodologies and Monitoring Systems Relating to Estimates of Emissions from Deforestation and Forest Degradation, the Assessment of Carbon Stocks and Greenhouse Gas Emissions from Changes in Forest Cover, and the Enhancement of Forest Carbon Stocks*. Documento técnico.
- . 2010. *Distribution of register project activities by scope*. (UNFCCC) Consultado el 8 de abril en el sitio web de Clean Development Mechanism: <http://cdm.unfccc.int/Statistics/Registration/RegisteredProjByScopePieChart.html>
- UNWTO. 2008. *Tourism highlights 2008 Edition*.
- . 2009. http://www.unwto.org/media/news/en/press_det.php?id=3481&idioma=E.
- . 2010. *Tourism Highlights 2010 Edition*.
- . 2010. *World Tourism Barometer 8 (1)*. (enero).
- US Fish and Wildlife Service. 2009. *Birding in the United States: A Demographic and Economic Analysis Addendum to the 2006 National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation*.
- USDA, 2010. "Corridor Benefits". Natural Resources Conservation Service.

- Uyarra M.C., I. Cote, J. Gill, R. Tinch, D. Viner y A. Watkinson. 11–19 2005. *Environmental Conservation* 32 (1). Foundation for Environmental Conservation.
- Valiela, I., J.L. Bowen y J.K. York. 2001. “Mangrove forests: One of the world’s threatened major tropical environments”. *BioScience* 51 (10): 807–815.
- Van Noordwijk, M. et al. 1998. “Erosion and sedimentation as multiscale, fractal processes: implication for models, experiments and the real world”, en *Soil Erosion at Multiple Scales*, editado por F.W.T. Penning de Vries. (Wallingford: CABI Publishing).
- Vargas, M. 2004. *Evaluating the Economic Basis for Payments-for-Watershed-Services Around Amboro National Park, Bolivia*. New Haven: Yale University, Forestry and Environmental Studies.
- Vargas, R. 2006. “Biodiversity in humid tropical banana plantations where there has been long-term use of crop protection products”. *Agronomía Costarricense* 30 (2): 83-109
- Varghese, S. 2009. “Integrated Solutions to the Water, Agriculture and Climate Crises”. Minneapolis, Minnesota: Institute for Agriculture and Trade Policy.
- Vasconcellos M.C., y M.A. Gasalla 2001. “Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil”. *Fish Res* 50: 279–295.
- Vasconcellos, M.C. 2001. *The complementary roles of the single-species and ecosystem models in the fisheries management. An example from a Southwest Atlantic fishery*. FAO Fisheries Circular No. 970. Roma: FAO.
- Veddeler, D., R. Olschewski, T. Tscharntke y A.M. Klein. 2008. “The contribution of non-managed social bees to coffee production: new economic insights based on farm-scale yield data”. *Agroforestry Systems* 37 (2): 109-114. <http://www.springerlink.com/content/m103x56776811v8/fulltext.pdf>.
- Veloz, A. et al. 1985. “The Economics of Erosion Control in a Subtropical Watershed: A Dominican Case”. *Land Economics* 61 (2): 145-155.
- Vera-Diaz, Maria del Carmen, Robert K. Kaufmann y Daniel C. Nepstad. 2009. “The Environmental Impacts of Soybean Expansion And Infrastructure Development in Brazil’s Amazon Basin”. Global Development and Environment Institute. Working Paper No. 09-05.
- Vere Slinger, V.A. 2002. “Ecotourism in a small Caribbean Island: Lessons Learned for Economic development and Nature Preservation”. Tesis doctoral. University of Florida.
- Veríssimo, A. et al. 2002. “Priority areas for establishing national forests in the Brazilian Amazon”. *Conservation Ecology* 6 (1): 4. <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art4/>
- Vertessy, R.A. et al. 1998. *Predicting Water Yield from Mountain Ash Forest Catchments*. Canberra: CRCCH.
- Villasante, S., y R. Sumaila. 2008. *Economics of straddling fish stocks in the Patagonian large marine ecosystem*. Yokohama, Japón: V Congreso Mundial de Pesquerías, 18-25 de octubre.
- . 2010. “Estimating the effects of technological efficiency on the European fishing fleet”. *Marine Policy* 34: 720-722.
- Villasante, S., M.C. García-Negro, G. Rodríguez, M.C. Villanueva, V. Christensen y R. Sumaila, 2009. “A preliminary model of coastal resources of the Patagonian marine ecosystem”, en *Ecopath 25 Years Conference Proceedings: Extended Abstracts, Fisheries Centre Research Reports*, editado por M.L.D. Palomares et al. 17 (3): 151-152.
- Vincent, J.R., and M. Kaosa-ard. 1995. *Policy Brief: The Economics of Watershed Protection: A Case Study of the Mae Teng River*. Cambridge: Harvard Institute for International Development.
- Vohman, Erika. 2010. Comunicación personal.
- Von Moltke. 2000. en “Desarrollo y Conservación en Interacción: ¿Cómo y en cuanto se benefician la economía y la comunidad de las Áreas Silvestres Protegidas en Costa Rica?” CINPE, 2004.
- Vosti, S., C.L. Charpentier, J. Witcover y J. Valentim. 2001. “Intensified Small-scale Livestock Systems in the Western Brazilian Amazon”, en *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*, A. Angelsen and D. Kaimowitz.
- Walker, B., y D. Salt. 2006. *Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world*. Washington, D.C.: Island Press.
- Walker, D.J. 1982. “A Damage Function to Evaluate Erosion Control Economics”. *American Journal of Agricultural Economics* 64 (11): 690-698.
- Wall Street Journal. 2010. “Green Revolution in India Wilts as Subsidies Backfire”. (22 de febrero de 2010).

- WCS (Wildlife Conservation Society). 2009. WCS Cambodia. Consultado en julio de 2010. www.wcscambodia.org/conversation-challenges/communities-and-livelihoods/wildlife-friendly-products.html.
- Weaver. 1991. "Alternative to Mass Tourism in Dominica". *Annals of Tourism Research* 18: 414-432.
- Wells, M.P., Grossman, D. y H. Navajas. 2006. *Terminal evaluation of the UNEP/GEF Project "Millennium Ecosystem Assessment"*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Wesche, R., y A. Drumm. 1999. *Defending Our Rainforest – A Guide to Community Based Ecotourism in the Ecuadorian Amazon*. Quito, Ecuador: Acción Amazonía.
- Wheat, A. 1996. "Toxi babanas". *Multinational Monitor* 17(9). <http://multinationalmonitor.org/hyper/mm0996.04.html>
- White, D., F. Holmann, S. Fujisaka, K. Reategui y C. Lascano. 2001. "Will Intensifying Pastures Management in Latin America Protect Forest or Is It the Other Way Around?", en *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation* por A. Angelsen y D. Kaimowitz.
- WHO-UNICEF. 2009. Joint Monitoring Programme (JMP) for water supply and sanitation.
- Wilen, J.E., M. Stewart y D.F. Layton. 2000. *Economic analysis of the Galapagos marine reserve resources management plan*. Informe final al Banco Interamericano de Desarrollo. Davis, CA.
- Willis, C.E., y J.H. Foster. 1983. "The Hedonic Approach: No Panacea for Valuing Water Quality Changes". *Journal of the Northeastern Agricultural Economic Council* 12 (1): 53-57.
- Wilson, M.A., y S.R. Carpenter. 1999. "Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States: 1971-1997". *Ecological Applications* 9 (3): 772-783.
- Winters, P., C.C. Crissman y P. Espinosa. 2004. "Inducing the adoption of conservation technologies: lessons from the Ecuadorian Andes". *Environment and Development Economics* 9: 695–719.
- Wood, S., K. Sebastian y S.J. Scherr. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: agroecosystems*. Washington D.C.: International Food Policy Research Institute y World Resources Institute.
- World Business Council for Sustainable Development. 2005. *Panama Canal: Watershed Sustainable Development Program Case Study*. Ginebra: WBCSD.
- . 2008. Syngenta, Agua Viva - Living Water Case Study. Ginebra: WBCSD.
- World Commission on Dams. 2000. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. Londres: Earthscan.
- World Rainforest Movement. 2009. *'Chile: Opposition to government subsidies for the expansion of monoculture tree plantations*. Consultado en abril de 2010. <http://www.wrm.org.uy/bulletin/142/Chile.html>
- World Resources Institute. (series). <http://earthtrends.wri.org>.
- . 2002. International Year of Eco-tourism 2002, Concept Paper.
- . 2008. *Belize's Coastal Capital: The Economic Contribution of Belize's Coral Reefs and Mangroves*.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz y R. Watson. 2006. "Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services". *Science* 314: 787-790.
- Worm, B., R. Hilborn, J.A. Baum, T.A. Branch, J.S. Collie, C. Costello, M.J. Fogarty, E.A. Fulton, J.A. Hutchings, S. Jennings, O.P. Jensen, H.K. Lotze, P.M. Mace, T.R. McClanahan, C.M. Cóilín Minto, R. Stephen, S.R. Palumbi, A.M. Parma, D. Ricard, A.A. Rosenberg, R. Watson y D. Zeller 2009. "Rebuilding Global Fisheries". *Science* 325 (5940): 578–585.
- Worm, et al. 2006. "Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services". *Science*, 314 (5800): 787-790.
- WTTC (Consejo Mundial de Viajes y Turismo). 2002. *Industry as a partner for sustainable development – Tourism*. WTTC, IFTO, IHRA, ICCL, UNEP
- Wunder, S. 2000. "Ecotourism and Economic incentives - an empirical approach". *Ecological Economics* 32: 465-479.
- . 2005. *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. CIFOR Occasional Paper No. 42. Jakarta: Center for International Forestry Research.

- Wunder, S., y M. Albán. 2008. "Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador". *Ecological Economics* 65 (4): 685-698.
- Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. "Taking Stock: A Comparative Analysis of Payment for Environmental Service Programs in Developing Countries". *Ecological Economics* 65: 834-53.
- Wunscher, T., S. Engel y S. Wunder. 2008. "Spatial Targeting of Payments for Environmental Services: A Tool for Boosting Conservation Benefits". *Ecological Economics* 65 (4): 822-831.
- WWF (World Wildlife Fund). 2004. *Money Talks: Economic Aspects of Marine Turtle Use and Conservation*.
- _____. 2006. *Payments for Environmental Services: An Equitable Approach for Reducing Poverty and Conserving Nature*.
- _____. 2008. *Arguments for Protection, Safety Net Protected Areas and Poverty Reduction*.
- _____. 2010. *Wildlife Trade. Medicinal Plant Trade FAQs*. Consultado el 2 de agosto de 2010. <http://www.worldwildlife.org/what/globalmarkets/wildlifetrade/faqs-medicinalplant.html>.
- Young, C. 2002. *Is deforestation a solution for economic growth in rural areas? Evidence from the Brazilian Mata Atlântica*. Brasil.
- Young, R.A. 1996. *Measuring Economic Benefits for Water Investments and Policies*. Technical Paper No. 338. Washington D.C.: Banco Mundial.
- Zhang, W., T. Ricketts, C. Kremen, K. Carney y S. Swinton. 2007. "Ecosystem services and dis-services to agriculture". *Ecological Economics* 64: 253-260.
- Zúñiga-Arias, G., y F. Sáenz Segura. 2008. "Assessment of the effect of Fair Trade on smallholder producers in Costa Rica: a comparative study in the coffee sector", en *The Impact of Fair Trade*, editado por R. Ruben. Países Bajos: Wageningen Academic Publishers.
- _____. 2008. "The impact of Fair Trade in banana production of Cost Rica", en *The Impact of Fair Trade*, editado por R. Ruben. Países Bajos: Wageningen Academic Publishers.

ANEXO

ASOCIADOS ADICIONALES, CONTRIBUIDORES Y CONSULTORES



I. COMISIÓN PARA LA BIODIVERSIDAD, ECOSISTEMAS, FINANZAS Y DESARROLLO:

Heraldo Muñoz (Convocante)

Subsecretario General de las Naciones Unidas, Administrador Auxiliar y Director Regional de la Dirección para América Latina y el Caribe del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD)

Manuel Arango
Fundador
Grupo CIFRA

Pedro Pablo Kuczynski
Asesor Senior y Socio
Grupo Rohatyn

Marcelo Argüelles
Presidente
Grupo Farmacéutico SIDUS

Carlos Magariños
Director General
Foresight 2020

Alicia Bárcena
Secretaria Ejecutiva
Comisión Económica para América Latina
y el Caribe (CEPAL)

Wendell Mottley
Director de Gerencia
Credit Suisse Nueva York

Alessandro Carlucci
Presidente Ejecutivo
Natura

Cristián Samper
Director
Museo Nacional de Historia Natural del Smithsonian

Ahmed Djoghlaf
Secretario Ejecutivo
Convenio sobre la Diversidad Biológica

José Sarukhán
Coordinador Nacional
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la
Biodiversidad (CONABIO)

Paulo Gadelha
Presidente
Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Achim Steiner
Director
Programa para las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

Rebeca Grynspan
Administradora Adjunta del PNUD

ASESORES DE ALTO NIVEL PARA LA COMISIÓN

Enrique Iglesias
Secretario General
Secretaría General Iberoamericana (SEGIB)

Luis Carranza
Director
Instituto para la Competitividad y Desarrollo
Universidad de San Martín de Porres
Perú

Felipe Larraín
Ministro de Hacienda
Chile

Marcos Vaz
Director de Sostenibilidad
Natura

Sergio Weguelin
Superintendente
Área de Medio Ambiente
Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social
(BNDES) del Brasil

ASESORES TÉCNICOS A LOS MIEMBROS DE LA COMISIÓN

Andre Carvalhal
Asesor
Área de Medio Ambiente
Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social
(BNDES) del Brasil

Germán García da Rosa
Consejero de Gabinete
Secretaría General Iberoamericana (SEGIB)

Elisabete Gaspar
Gerente General
Salud, Seguridad y Medio Ambiente
Petrobras

Nandhini Iyer Krishna
CBD/UNCCD Oficial de contacto

Marcio Macedo da Costa
Jefe del Departamento de Medio Ambiente
Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social
(BNDES) del Brasil

James McGowan
Reportero de la Comisión

Ana Paula Ramos de Almeida
Coordinadora de Biodiversidad
Salud, Seguridad y Medioambiente
Petrobras



II. CONTRIBUCIÓN TÉCNICA A DOCUMENTOS ADICIONALES SOBRE BIODIVERSIDAD Y SALUD

BIODIVERSIDAD Y SALUD

Valcer Rangel
Vice-Presidente
Ambiente, Atención y Promoción de la Salud
Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Carlos Eduardo Young
Profesor Adjunto
Universidad Federal de Rio de Janeiro

EL POTENCIAL DEL BIOCOMERCIO PARA EL CRECIMIENTO Y SOSTENIBILIDAD

Lucas Assunção
Coordinador de la Iniciativa Biotrade y el Programa
de Cambio Climático
Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio
y Desarrollo (UNCTAD)

Eduardo Escobedo
Oficial de Asuntos Económicos
División de Comercio, Medio Ambiente, Cambio Climático
y Desarrollo Sostenible
Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio
y Desarrollo (UNCTAD)

Lorena Jaramillo
Oficial de Asuntos Económicos
División de Comercio, Medioambiente, Cambio Climático
y Desarrollo Sostenible
Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio
y Desarrollo (UNCTAD)

Ana María Álvarez
UNCTAD/COMPAL

Massiel I. Armendaiz Misión Permanente de México ante la Organización Mundial del Comercio (OMC)	César Montaño Misión Permanente de Ecuador ante la OMC
Daniel Ávila Misión Permanente de Colombia ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	Martha Moreno Misión Permanente de Paraguay ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Magali Bello de Kemper Misión Permanente de la República Dominicana ante la OMC	Pablo Obregón Misión Permanente de Argentina ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Luz Caballero Misión Permanente de Perú ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	María Julia Oliva Asesor Superior para el acceso y la participación de beneficios Unión para el Biocomercio Ético (UEBT)
Sergio Paulino de Carvalho Director de Articulación Institucional Instituto Nacional de Propiedad Intelectual del Brasil (INPI)	Fidel Ortega Misión Permanente de Cuba ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Rodrigo Corredor Experto en Propiedad Intelectual	Diana Pizano Misión Permanente de Colombia ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Alina Escobar Misión Permanente de Cuba ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	Massimiliano Riva Especialista de Políticas Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Pablo Escobar Misión Permanente de Ecuador ante la OMC	Victoria Romero Misión Permanente de México ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Juan Carlos Espinosa Misión Permanente de Panamá ante la OMC	Fernando Rosales Misión Permanente de Bolivia ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Adriana García Misión Permanente de Costa Rica ante la OMC	Carlos Santos Misión Permanente de Ecuador ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Gedeón Jaramillo Misión Permanente de Colombia ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	Adriano Timossi Oficina del Secretario General Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD)
Homero Larrea Misión Permanente de Ecuador ante la OMC	Luis Vayas Misión Permanente de Ecuador ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra
Giancarlo León Misión Permanente de Perú ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	David Vivas Gerente de Programa Propiedad Intelectual, Tecnología y Servicios Centro Internacional de Comercio y Desarrollo Sostenible (ICTSD)
Mauricio Montalvo Embajador Misión Permanente de Ecuador ante la Oficina de las Naciones Unidas en Ginebra	

LA DIMENSION ETICA DE LA BIODIVERSIDAD Y LA CONSERVACION DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS

Alfredo Sfeir
Presidente y Fundador
Instituto Zambullling para la Transformación Humana (ZIHT)

REDD (Reducción de emisiones producidas por la deforestación y la degradación forestal) PERSPECTIVAS PARA AMERICA LATINA Y EL CARIBE

Virgilio Viana
Director General
Fundación Amazonas Sostenible (FAS)

POSIBILIDADES DEL MERCADO Y HERRAMIENTAS FINANCIERAS PARA SERVICIOS DE ECOSISTEMAS

Tatiana Alves
Directora
Iniciativa Forest Carbon, Cees
Universidad de Columbia

David Brand
Director Gerencial
New Forests Pty Limited

Claudia Costa
Gerente del Área de Medio Ambiente
Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social
(BNDES) del Brasil

Greg Fishbein
Director Gerencial
Forest Carbon
The Nature Conservancy

Courtney Lowrance
Vice-Presidente
Gestión de Riesgos Ambientales y Sociales
Citigroup

Gurinder Tamber
Forest Carbon
The Nature Conservancy

Bruce Usher
Profesor Adjunto en la División de Finanzas y Economía
Escuela de Negocios de Columbia
Anterior Director General
EcoSecurities Group

Sergio Weguelin
Superintendente
Área de Medio Ambiente
Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social
(BNDES) del Brasil



III. CONSULTAS CON ACTORES INTERESADOS

MÉXICO

Miguel Antonio Cuesta
Secretaría de Relaciones Exteriores

Sergio Hernández
Secretaría de Relaciones Exteriores

Carlos Muñoz
Director
Dirección General de Investigación en Política y
Economía Ambiental
Instituto Nacional de Ecología (INE)

PNUD
Magdy Martínez-Soliman
Coordinador Residente de las Naciones Unidas y
Representante Residente en México
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Arnaud Peral
Representante Residente Adjunto en México
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Verania Chão
Oficial de Programa
Medioambiente y Energía
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Kyoko Bourne
Analista de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Juan Pablo Domínguez
Consultor
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Alejandro Guevara (Consultor Economista Nacional para el PNUD)
Director de la División de Estudios Sociales
Universidad Ibero-Americana de México

PARTICIPANTES

Claudia Aburto
Instituto Tecnológico Autónomo de México (ITAM)

Jorge Arriaga
Petróleos Mexicanos (PEMEX)

Mauricio Ayala
Comisión Nacional del Agua (CONAGUA)

Karla Barhay
Investigadora en Políticas Ambientales

Sandra Castro
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos
Naturales (SEMARNAT)

Roberto Enríquez
Universidad Autónoma de Baja California

Coral González
Instituto Nacional de Ecología (INE)

Ricardo Hernández
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos
Naturales (SEMARNAT)

Amorita Ivonne
Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED)

Ricardo A. Juárez
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP)

Patricia Koleff
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de
la Biodiversidad (CONABIO)

Erika Rocío Martínez
Comisión Nacional Forestal (CONAFOR)

Sofía Muñoz
Nuevos Negocios

Sandra Ramos
Prodefensas del Nazas

Blanca Estela Gutiérrez
Instituto Politécnico Nacional (IPN)

Oscar Ramírez
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP)

Juan Antonio Reyes
World Wildlife Fund (WWF)

Yamel Guadalupe Rubio
Fundación Sinaloense para la Conservación de
la Biodiversidad (FUSBIO)

Cecilio Solís
Red de Turismo Indígena de México

Tania Urquiza
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de
la Biodiversidad (CONABIO)

Alba Zarco
Instituto Nacional de Ecología (INE)

PERÚ

Antonio Brack
Ministro del Ambiente

Fernando León
Director de la Unidad de Valuación Económica
Ministerio del Ambiente

PNUD
Jorge Chediek
Anterior Representante Residente en Perú
[actual Representante Residente en Brasil]
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Silvia Rucks
Representante Residente Adjunta en Perú
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

James Leslie
Oficial de Financiamiento de Carbono
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Pilar Airaldi
Asistente del Director Regional
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Pamela Távara
Asistente de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Vera Lauer
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Daniel Arancibia
Coordinador de Bosques para América Latina y el Caribe
World Wildlife Fund

Jorge Elgegrén
Consultor Economista Nacional
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Patricia Valdés
Consultora

PARTICIPANTES

Rosario Acero
Ministerio de Agricultura (MINAG)

Otilia Aguirre
Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y
Minería (OSINERGMIN)

Alberto Alvarado
Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento
(SUNASS)

Pedro Ambrosini
Grupo Bosovich

Richard Azabache
Compañía Minera Buenaventura

Lys Bailon
Ministerio del Ambiente

Alfredo Biasevich
Sociedad Industrial Nacional

Arturo Caballero
A2G Carbon Partners

Javier Campodónico Castañeda
Scotiabank

Pilar Castro
Ministerio de Relaciones Exteriores

Raúl Delgado
Ministerio del Ambiente

Tania Einfeldt
Centro Mundial de Agroforestería (ICRAF)

Porfirio Enríquez
ACRICAN ILLA

Úrsula Fernández
Ministerio del Ambiente

Juan Gonzalo Flores
Corporación Financiera Internacional (IFC)

Isabel Guerrero
Universidad del Pacífico

Walter Huamani
Ministerio del Ambiente

Miguel Llellish
Ministerio de Agricultura (MINAG)

Roger Loyola
Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM)

Remigio Morales
Unidad de Coordinación Interregional del Norte y
Oriente (INTERNOR)

Liliana Miró
Corporación Financiera Internacional (IFC)

Denis Osorio
Inkaterra

Flor Paredes
Instituto del Mar del Perú (IMARPE)

Roberto Reale
Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura
y Alimentación (FAO)

Juan C. Riveros
World Wildlife Fund (WWF)

Juan José Rodríguez
The Nature Conservancy

Pilar Rodríguez
Ministerio de la Producción (PRODUCE)

Félix Rojas
Organización Regional Aidesep Ucayali (ORAU)
Marioldy Sánchez
Asociación para la Investigación y Desarrollo Integral (AIDER)

Nelson Santillán
Autoridad Nacional del Agua

Roxana Solís
Ministerio del Ambiente

Michael Valqui
World Wildlife Fund (WWF)

Rosa Vento
Ministerio de Agricultura (MINAG)

José Villarán
Sociedad Nacional de Pesquería

Damis Zegarra
Asociación Peruana de Pequeños Productores
Ecológicos (APEPROECO)

VENEZUELA

PNUD

Alfredo Missair
Anterior Representante Residente en Venezuela
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Yves Sassenrath
Representante Residente Adjunto en Venezuela
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Ricardo Petit
Oficial de Medio Ambiente
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Carlos Sánchez
Oficial de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Isabel Polak
Consultora
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Luisana Montoya
Asociada de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Josefa Celsa Señaris (Consultora Economista Nacional)
Directora
Museo de Historia Natural La Salle

PARTICIPANTES

Norberto Bausson
Instituto Autónomo Municipal de Aguas y Acueductos
de Sucre, Estado de Miranda (IMAS)

Luzmar Carrillo
Total Oil & Gas de Venezuela BV

Julio Cubas
Instituto de Protección Civil y Ambiente de Chacao

Luis Díaz
Ministerio de Relaciones Interiores y Justicia
Dirección Nacional de Protección Civil y Administración
de Desastres

Cristina Fiol
PROVITA

Luz Gamarra
Ministerio de Relaciones Interiores y Justicia
Dirección Nacional de Protección Civil y Administración
de Desastres

María Elena Gutiérrez
Fundación para el Desarrollo de la Región Centro
Occidental de Venezuela (FUDECO)

Ramón Lozada
FUNDATUN

Nereida Maeste
INPARQUES

Leticia Marius
Universidad Católica Andres Bello (UCAB)
Instituto Venezolano de Investigación Científica (IVIC)

Lila Meza
Fundación de las Ciencias Físicas, Matemáticas y
Naturales (FUDECI)

Daniel Muñoz
Sociedad Conservacionista Audobon de Venezuela

Edith Navarro
Ministerio de Salud

Landy Rodríguez
Especialista en Manejo de Riesgos

Leroy Rodríguez
Ministerio de Relaciones Interiores y Justicia Nacional
Dirección Nacional de Protección Civil y Administración
de Desastres

Neveska Rodríguez
Ana Ruiz
Ministerio de Relaciones Interiores y Justicia
Dirección Nacional de Protección Civil y Administración de Desastres

César Sánchez
Ministerio de Salud

Mirna Suárez
INPARQUES

Rosel Urbaiz
Ministerio de Relaciones Interiores y Justicia
Dirección Nacional de Protección Civil y Administración de Desastres

Rafael Zamora
Ministerio de Energía Eléctrica

ECUADOR

María Fernanda Espinosa
Ministra Coordinadora del Patrimonio Cultural y Natural

Guido Mosquera
Vice Ministro del Ambiente

René Ramírez
Secretario Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)

PNUD
José Manuel Hermida
Representante Residente en Ecuador
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Claudio Providas
Representante Residente Adjunto en Ecuador
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

José Vicente Troya
Especialista en Gestión de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

María Mercedes Proaño
Asociada de Programa - Desarrollo Sostenible
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Ana María Varea
Coordinador del Programa de Pequeñas Donaciones
Fondo Mundial de Medio Ambiente

Tatiana Almeida
Consultora
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

María Alexandra Benalcázar
Consultora
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Oscar Zapata
Consultor Economista Nacional
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

PARTICIPANTES

Zornitza Aguilar
Ecociencia

Laura Altamirano
Ministerio del Ambiente

Max Andrade
GTZ

Rubén Banda
Ministerio de Turismo

Mónica Burbano
Ministerio de Turismo

Manuel Bustamante
Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)

Patricio Cabrera
Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA)

Alfredo Carrasco
Consultora

Tatiana Calderón
Organización Mundial del Turismo (OMT)

Milton Callera
Representante de los Achuar

Christian Fedlmeier
GTZ

Pippa Heylings
Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA)

Federico Koelle
Coordinadora Ecuatoriana de Organizaciones para la Defensa de la Naturaleza y el Medio Ambiente (CEDENMA)

Tania Lozada Ministerio del Ambiente	María del Carmen Sacasa Directora Adjunta de país del PNUD en Colombia Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Félix Matt Estación Científica San Francisco	Piedad Martín Analista de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Katiuska Miranda Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)	Luisz Olmedo Analista de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Bruno Paladines Naturaleza y Cultura Internacional	Jimena Puyana Analista de Programa- Medio Ambiente Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Dania Quirola Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)	Patricia Bermúdez Consultora Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Bruno Rivadeneira Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)	Jorge Maldonado (Consultor Economista Nacional) Profesor Adjunto Departamento de Economía Universidad de los Andes
Cristina Rosero Ministerio del Ambiente	Guillermo Rudas Miembro Facultativo Departamento de Economía Pontificia Universidad Javeriana
Felipe Serrano Naturaleza y Cultura Internacional	PARTICIPANTES Angela Andrade Conservación Internacional
Ricardo Tapia Organización de las NU para la Agricultura y la Alimentación (FAO)	Francisco Arias-Isaza Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR)
Edwin Tello Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)	John Bejarano Fondo Biocomercio
Carlos Vímos Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES)	María Alejandra Botiva Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)
Julio Zambrano Ministerio de Coordinación de la Política Económica	Yannette Cardozo Banco de la República
COLOMBIA	
Xiomara Sanclemente Directora de Ecosistemas Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT)	Juan Carlos Castro Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga
PNUD	
Bruno Moro Representante Residente en Colombia Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	
Fernando Herrera Especialista Económico - Coordinador Área de Pobreza y Desarrollo Sostenible Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	

Lucía Correa Unidad de Parques Nacionales	Armando Rodríguez Cámara de Comercio de Armenia	
Adriana Delgado Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	Carlos A. Rodríguez TROPENBOS	
Carolina Díaz Ministerio de Asuntos Exteriores	Claudia Rodríguez Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	
Carlos Fonseca Departamento Administrativo de Ciencias, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS)	Mauricio Rodríguez Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS)	
Daniel Fonseca Instituto Amazónico de Investigación Científica (SINCHI)	Andrea Sabogal Unidad de Parques Nacionales	
Roberto Franco Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	Andrés Vivas Asociación Colombiana de Exportadores de Flores (ASOCOLFLORES)	
Yolanda Gamarra Universidad Pontificia Bolivariana	AMÉRICA CENTRAL	
Marcela García Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	Claudia Santizo Secretaría Ejecutiva Consejo Nacional de Áreas Protegidas de Guatemala (CONAP)	
Pedro García Ministerio de Comercio, Industria y Turismo	Marco Vinicio Cerezo Asesor - Programa Nacional de Emergencia y Recuperación Económica Ministerio de Finanzas en Guatemala	
Santiago Madriñán de la Torre Consejo Empresarial Colombiano para el Desarrollo Sostenible (CECODES)	PNUD	
Etelvina Méndez Empresa de Energía de Bogotá (EEB)	René Mauricio Valdés Coordinador Residente del Sistema de Naciones Unidas Representante Residente del PNUD en Guatemala	
Miguel Mendoza Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial María del Pilar Pardo Gestión Ambiental Estratégica	Rebeca Arias Anterior Representante Residente Adjunta en Guatemala [actual Coordinadora Residente del Sistema de Naciones Unidas y Representante Residente del PNUD en Perú]	
Alvaro Portilla Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural	Luiza Carvalho Representante Residente en Costa Rica Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	
María Paula Quiceno Instituto Alexander von Humboldt	José Eguren Representante Residente en Panamá Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	
María Constanza Ramírez Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	Jessica Faieta Representante Residente en Belice y El Salvador y Directora Senior en Haití Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	
Sebastián Restrepo-Calle Instituto Alexander von Humboldt		

Pablo Mandeville Representante Residente en Nicaragua Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Gisele Didier Oficial de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Luca Renda Representante Residente Adjunto en Honduras Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Carolina Dreikorn Analista de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Richard Barathe Representante Residente Adjunto en El Salvador Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Juan José Ferrando Especialista de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Kristine Blokhus Anterior Representante Residente Adjunta en Belice [actual Representante Residente Adjunta en Montenegro] Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Mateo Salomón Oficial de Financiamiento de Carbono Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Peter Grohmann Director de País del PNUD en Panamá	Raúl Solórzano Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Xavier Michón Director de País del PNUD en Guatemala	Vanessa Zamora Oficial de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Chisa Mikami Director Adjunto de País del PNUD en Guatemala	Marie Dermont Consultora Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Claudio Tomasi Representante Residente Adjunto en Nicaragua Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Jaime Echeverría Consultor Economista Nacional Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Ana Lucía Orozco Oficial de Programa del área de Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Oscar Hernández Consultor Economista Nacional Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Andrés Alonso Analista de Programa Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	PARTICIPANTES Karen Aguilar FUNDAECO - Guatemala
Leonie Arguello Especialista de Programa del área de Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Cesar Azurdia Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) Guatemala
Montserrat Blanco Oficial de Programa del área de Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Gumercindo Baeza Ministerio de Recursos Naturales y el Ambiente (MINREI) de Belice
Damiano Borgogno Oficial de Financiamiento de Carbono Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Julio Baldomero Consejo de las Comunidades Indígenas Guatemala
José Antonio Cabo Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Jorge Cabrera Comisión Centro Americana de Ambiente y Desarrollo (CCAD)

Rudy Cabrera Asociación Verapaz	Juan Carlos Godoy The Nature Conservancy (TNC) Guatemala
Silvia Charpentier Costa Rica por Siempre	Carlos González The Nature Conservancy (TNC) Guatemala
Alberto Chinchilla Asociación Coordinadora Indígena y Campesina de Agroforestería Comunitaria Centroamericana (ACICAFOC)	Jeanie Herrera Asociación PROICA-RD Guatemala
Lucía Corral Universidad Del Valle Guatemala	Tania Kaimowitz Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) Costa Rica
Mario Díaz Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala	Andreas Lehnhoff (anteriormente en TNC, actualmente en WWF) Guatemala
Leopoldo Dimas Fundación Salvadoreña para El Desarrollo Económico y Social (FUSADES)	Julio López Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) Guatemala
Luis Alejandro Elías Corazón del Bosque Guatemala	José Machado Organización de las NU para la Agricultura y la Alimentación Guatemala
Jaime García Universidad Estatal a Distancia (UNED) Costa Rica	Carlos Montenegro Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) Guatemala
Stuardo García Proyecto Justicia Ambiental, Empoderamiento Comunitario y Equidad Social (JADE) Guatemala	Oscar Murga Banco Centro Americano para la Integración Económica (BCIE)
Jorge Guillermo Escobar Ministerio de Finanzas Guatemala	Lesbia Mus Asociación Verapaz Guatemala
Agustín Fallas Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR) Costa Rica	Oscar Núñez FDN Guatemala
Nidé Gálvez Consultor Guatemala	Raúl Pinedo Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM) Panamá
Fernando García Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia (SEGEPLAN) Guatemala	Lourdes Gabriela Ramírez Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) Guatemala

Germán Rodríguez Red Nacional de Formación e Investigación Ambiental (Redfia) Guatemala	Valerie Julliard Representante Residente en la República Dominicana Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Nuri Rojas INAB Guatemala	Thomas Gittens Director de país del PNUD en Suriname
Margarita Salazar Comisión Centro Americana de Ambiente y Desarrollo (CCAD)	Kiari Liman-Tinguiri Representante Residente en Guyana Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Francisco Serrano Bioproductores El Salvador	Michelle Gyles-McDonough Representante Residente en Barbados Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Alicia Tiul Asociación Ak'Tinamit Guatemala	Barbara Pesce-Monteiro Representante Residente en Cuba Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Nelson Ulloa Proyecto de Ecosistemas de las NU Honduras	Minh Pham Representante Residente en Jamaica Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
María Victoria Urquijo DED Agencia de Desarrollo Alemana Nicaragua	Akiko Fujii Representante Residente Adjunto en Jamaica Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Sergio Vega Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala	Roberto Galvez Representante Residente Adjunto en Cuba Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Nestor Windevoxhel Consultor Internacional Guatemala	Stein Hansen Representante Residente Adjunto en Barbados Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
CARIBE	
Emily Gaynor Dick-Forde Anterior Ministra de Planeación, Vivienda y Ambiente Trinidad y Tobago	Mauricio Ramírez Representante Residente Adjunto en la República Dominicana Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUD Marcia de Castro Representante Residente en Trinidad y Tobago Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Edo Stock Representante Residente Adjunto en Trinidad y Tobago Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Nigel Fisher Representante Especial Adjunto Interino para la Misión de Estabilización de las Naciones Unidas en Haití (MINUSTAH). Coordinador Residente y Coordinador Humanitario Interino Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Didier Trebucq Representante Residente Adjunto en Guyana Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
ASOCIADOS ADICIONALES, CONTRIBUIDORES Y CONSULTORES	
Leida Mercado Jefe del la Oficina Subregional en el Caribe Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	

Anna Cádiz Programa de Pequeñas Donaciones Fondo para el Medioambiente Mundial	Sandra Ferguson Agencia para la Transformación Rural Grenada
Rosemary Lall Especialista de Programa – Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Keima Gardiner Ministerio de Planeación, Vivienda y Ambiente Trinidad y Tobago
Bryan Drakenstein Especialista de Programa – Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Louis Guy Caribbean Forest Conservation Association (CFCA) Trinidad y Tobago
Margaret Jones Williams Especialista de Programa – Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Kimberly Hewitt Ministerio de Asuntos Exteriores Trinidad y Tobago
Reynold Murray Especialista de Programa – Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Sagita Iakhisaran-Jaggan Ministerio de Planeación Suriname
Patsy Ross Analista de Programa – Medioambiente y Energía Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Edmund Jackson División Forestal San Vincente
Cheryle Tewarie Analista de Programa Regional Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Anita James Ministerio de Agricultura, Tierras, Bosques y Pesca Santa Lucía
Moira Denman Consultor Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo	Nigel Lawrence Ministerio de Ambiente, Recursos Naturales, Planeamiento Físico y Pesca Dominica
Maurice Mason (Consultor Economista Nacional) Economista Ambiental - Instituto para el Desarrollo Sostenible Universidad de West Indies, Mona Campus	Yvette Merton Ministerio de Gestión del Planeamiento Físico, Tierra y Bosques Suriname
PARTICIPANTES Verónica Anadón Birdlife International	Ricardo Miller Agencia Nacional de Ambiente y Planeación Jamaica
Isabella Bovolo Iwokrama Guyana	Nadia Mohammed Autoridad de Gestión Ambiental Trinidad y Tobago
Nia Cherrett Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) Trinidad y Tobago	Rachele Reiger Ministerio de Trabajo, Desarrollo Tecnológico y Ambiente Suriname
Gerald MacFarlane Buccoo Reef Trust Trinidad y Tobago	Mercedes Silva Turismo Sostenible - Asociación de los Estados Caribeños Trinidad y Tobago

Jerome Smith
División de Gestión Ambiental, Oficina del Primer Ministro
Jamaica

Sandra Timothy
Buccoo Reef Trust
Trinidad y Tobago

Rachel Thomas
Iwokrama
Guyana

BRASIL

Maria Cecilia Wey de Brito
Secretaría de Biodiversidad y Bosques
Ministerio de Medio Ambiente

José Machado
Secretario Ejecutivo
Ministerio de Medio Ambiente

PNUD
Jorge Chediek
Representante Residente en Brasil
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Maristela Baioni
Representante Residente Auxiliar en Brasil
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Carlos F. Castro
Especialista de Programa
Medioambiente y Energía
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Wilson Melo
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Alexandre Anders
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Gabriela Carvalho
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Renata Costa
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Paulo Cesar Nunes
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Oliver Page
Asesor Técnico Regional
Fondo Mundial para el Medioambiente/Unidad de
Coordinación Regional

Rodrigo Medeiros (Consultor Economista Nacional PNUD)
Profesor
Departamento de Ciencias Ambientales/Instituto Forestal
Universidad Federal de Rio de Janeiro

Mauricio Mireles
Consultor

PARTICIPANTES

Rubens Almeida Recio
Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Aldem Bourscheit
Jornal Valor Económico

Elizabete Calazans
Petrobras

Maria Consolacion
Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria (EMBRAPA)

Nadja M.L. da Cunha Nascimento
Ministerio de Ciencias y Tecnología

Ione Egler
Ministerio de Ciencias y Tecnología
Tiago Escobar
Raiz Savaget Comunicacao LTDA

Eliani Fachim
Secretaría Ambiental del Mato Grosso

Larissa Godoy
Ministerio de Medio Ambiente

Irene Ester Gonzalez Garay
Universidad Federal de Rio de Janeiro

Monica Grabert
SEMA-MT

Alexandre Guimarães
Instituto Nacional de Propiedad Intelectual (INPI)/CDTS-
Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Glauco de Kruse Villas Bôas Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)	Donald Sawyer ISPNI
Mônica Linhares Petrobras José Machado Ministerio de Medio Ambiente	Fernando Scardua Universidad de Brasilia
Luiz Fernando K. Merico Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)	Aldicir Scariot Empresa Brasilera de Investigación Agropecuaria (EMBRAPA)
Felipe Miranda Raiz Savaget Comunicacao LTDA	Celso Schenkel Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO)
Rosalvo de Oliveira Júnior Brascerrado	Hamed Seabra Fundación Nacional Indígena (FUNDAI)
Rubens Onofre Nodari Universidad Federal de Santa Catarina	Antônio Silva Raiz Savaget Comunicacao LTDA
Cláudio Pádua Instituto de Investigación Ecológica (IPE)	Manoel Silva da Cunha Consejo Nacional de Poblaciones Extractoras
Helena Pavese Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente	Alba Simon Cuerpo Legislativo Rio de Janeiro
Silvio Porto Compañía Nacional de Abastecimiento (CONAB)	Eduardo Soares Compañía Nacional de Abastecimiento (CONAB)
Ana Paula Ramos Petrobras	Ianelli Sobral Compañía Nacional de Abastecimiento (CONAB)
Isabel Regriedo ISPNI	Fabio Vaz ISPNI
Bruno Reir World Wildlife Fund (WWF)	Glaucio Villas Boas Fundación Oswaldo Cruz (Fiocruz)
Ana Luísa da Riva Corporación Financiera Internacional (IFC)	FACILITADORES EN LAS REUNIONES DE CONSULTAS CON ACTORES INTERESADOS
Elisa Romano Dezolt Confederación Nacional de Industrias (CNI)	María Boccalandro Facilitadora Reunión PNUD con Actores Interesados en Venezuela
Vania Rudge Grupo Centroflora	Yolanda Kakabadse Facilitadora Reunión PNUD con Actores Interesados en México y Ecuador Presidente World Wildlife Fund Internacional
Carlos K. dos Santos Fundación O Boticario para la Protección de la Naturaleza	

Nicole Leotaud
Facilitadora
Reunión PNUD con Actores Interesados en Trinidad y Tobago
Directora Ejecutiva
Instituto Caribeño de Recursos Naturales

Claudia Martínez
Facilitadora
Reunión PNUD con Actores Interesados en México,
Colombia, Perú y Guatemala
Directora
E3 Advisory Service Company

REPORTEROS EN LAS REUNIONES DE CONSULTAS CON ACTORES INTERESADOS

Keith Ripley
Reunión PNUD con Actores Interesados en México, Perú,
Venezuela, Colombia, Guatemala, Trinidad y Tobago y Brasil
Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IISD)

Victoria Stone
Reunión PNUD con Actores Interesados en Ecuador

APOYO GENERAL DEL PNUD AL PROCESO DE CONSULTAS CON LOS ACTORES INTERESADOS

Gisselle Bonini
Asistente Administrativa

Santiago Carrizosa
Asesor Técnico
Fondo para el Medio Ambiente Mundial /Unidad
de Coordinación Regional

Ericka Espino
Asociada de Programa

Lyes Ferroukhi
Asesor Técnico
Fondo para el Medio Ambiente Mundial /Unidad
de Coordinación Regional

Paola García
Consultora

Pilar García
Asociada de Finanzas y Administración

Lorena Lee
Asociada de Finanzas y Administración

Querube Mora
Asociada de Finanzas y Administración

Helen Negret
Coordinadora Regional
Fondo para el Medio Ambiente Mundial /Unidad
de Coordinación Regional

APOYO DE LOS ASOCIADOS AL PROCESO DE CONSULTAS CON LOS ACTORES INTERESADOS

Augustin Berghöfer
La Economía de los Ecosistemas y la
Biodiversidad (TEEB) Coordinación Científica

Leonie Gordon
Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IISD)

Langston James Goree VI
Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IISD)

Cristina Montenegro
Representante Residente en Brasil
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Mara Murillo
Director Regional Adjunto
Oficina Regional para América Latina y el Caribe
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

Alex Pires
Oficial de Programa
Oficina Regional para América Latina y el Caribe
Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

José Arturo Santos
Unión Internacional para la Conservación de
la Naturaleza (IUCN)

Heidi Wittmer
La Economía de los Ecosistemas y la
Biodiversidad (TEEB) Coordinación Científica